



# Variabilité spatiale et temporelle du bois mort dans le réseau hydrographique de l'Isère à l'amont de Grenoble

Bertrand Moulin

## ► To cite this version:

Bertrand Moulin. Variabilité spatiale et temporelle du bois mort dans le réseau hydrographique de l'Isère à l'amont de Grenoble. Géomorphologie. Université Jean Monnet - Saint-Etienne, 2005. Français. NNT: . tel-00532671

**HAL Id: tel-00532671**

**<https://theses.hal.science/tel-00532671>**

Submitted on 4 Nov 2010

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

**THESE**

*Pour obtenir le grade de*

**Docteur de l'Université Jean Monnet de Saint-Étienne**

**Discipline : Géographie et Aménagement**

*Présentée et soutenue publiquement par*

**Bertrand Moulin**

*Le 12 décembre 2005*

**Variabilité spatiale et temporelle du bois  
mort dans le réseau hydrographique de  
l'Isère à l'amont de Grenoble**

**Directeurs de Thèse :**

**M. Bernard Etlicher**

**Professeur de Géographie à l'Université de Saint-Étienne**

**M. Hervé Piégay**

**Directeur de Recherches au CNRS, UMR 5600 Environnement-Ville-Société**

**JURY :**

**Bernard Etlicher**, Professeur de Géographie à l'Université de Saint-Etienne (directeur de thèse)

**Jacky Girel**, Ingénieur de Recherches au CNRS, Laboratoire de Biologie Alpine, Grenoble (examineur)

**Cliff R. Hupp**, Directeur de Recherches, U.S. Geological Survey, Reston, Etats-Unis (examineur)

**Hervé Piégay**, Directeur de Recherches au CNRS, UMR 5600 Environnement-Ville-Société (directeur de thèse)

**Jean-Luc Peiry**, Professeur de Géographie à l'Université de Clermont-Ferrand (rapporteur)

**Mireille Provansal**, Professeur de Géographie à l'Université d'Aix-en-Provence (rapporteur)



**THESE**

*Pour obtenir le grade de*

**Docteur de l'Université Jean Monnet de Saint-Étienne**

**Discipline : Géographie et Aménagement**

*Présentée et soutenue publiquement par*

**Bertrand Moulin**

*Le 12 décembre 2005*

**Variabilité spatiale et temporelle du bois  
mort dans le réseau hydrographique de  
l'Isère à l'amont de Grenoble**

**Directeurs de Thèse :**

**M. Bernard Etlicher**

**Professeur de Géographie à l'Université de Saint-Étienne**

**M. Hervé Piégay**

**Directeur de Recherches au CNRS, UMR 5600 Environnement-Ville-Société**

**JURY :**

**Bernard Etlicher**, Professeur de Géographie à l'Université de Saint-Etienne (directeur de thèse)

**Jacky Girel**, Ingénieur de Recherches au CNRS, Laboratoire de Biologie Alpine, Grenoble (examineur)

**Cliff R. Hupp**, Directeur de Recherches, U.S. Geological Survey, Reston, Etats-Unis (examineur)

**Hervé Piégay**, Directeur de Recherches au CNRS, UMR 5600 Environnement-Ville-Société (directeur de thèse)

**Jean-Luc Peiry**, Professeur de Géographie à l'Université de Clermont-Ferrand (rapporteur)

**Mireille Provansal**, Professeur de Géographie à l'Université d'Aix-en-Provence (rapporteur)



## **REMERCIEMENTS**

Cette thèse représente l'aboutissement d'un cursus universitaire de longue durée, dans une des dernières disciplines humanistes des sciences humaines, la Géographie en général, la géomorphologie en particulier, la géomorphologie fluviale en priorité...

Il m'est agréable de commencer par remercier, sincèrement, **M. Hervé Piégay**, Directeur de Recherches au CNRS qui a dirigé ce travail. A son contact, j'ai beaucoup appris et j'ai grandi. Même si, parfois, certaines activités annexes n'ont pas été comprises, il m'a fait confiance et m'a supporté. Je le salue également pour son soutien indéfectible, la patience et la disponibilité dont il a fait preuve pendant les quelques années où j'ai eu la chance de travailler avec lui.

C'est avec respect que je tiens à remercier **M. Bernard Etlicher**, Professeur de Géographie à l'Université Jean-Monnet de Saint-Étienne, qui m'a fait confiance tout au long de ces années. Je n'oublie pas ses cours passionnants de géomorphologie où se succédaient des diapositives toutes plus belles les unes que les autres. Il m'a permis de trouver ma voie.

Avec un grand plaisir, je tiens à remercier **M. Cliff Richards Hupp** (USGS) qui, lors d'un parcours initiatique débuté sur l'Ain puis dans la Chesapeake Bay et l'Achtafalaya, m'a familiarisé avec les méthodes concernant la lecture et l'analyse des cernes du bois. J'ai toujours apprécié l'ambiance informelle et chaleureuse de nos rencontres.

Je tiens à remercier également **Mme. Mireille Provansal** (Université d'Aix en Provence) et **M. Jean-Luc Peiry** (Université de Clermont-Ferrand) pour leur participation, en tant que rapporteurs de thèse, ainsi que **M. Jacky Girel** (CNRS) pour avoir bien voulu prendre part au jury.

Ce travail a bénéficié des conseils de **M. Olivier Barge** (MOM) sur les Systèmes d'Information Géographiques. Je lui suis très reconnaissant de l'intérêt qu'il a porté à ce travail. Il est des rencontres qui marquent une vie...

J'exprime également ma reconnaissance à **M. Bernard Dupuis** (CRENAM) pour son accueil et ses suggestions méthodologiques.

L'ensemble des travaux réalisés a nécessité l'utilisation et la maîtrise du kayak. Il n'est pas concevable de prétendre réaliser une étude sur la variabilité temporelle et spatiale du bois mort le long d'un linéaire de cours d'eau sans maîtriser cette d'embarcation : d'une part, elle offre l'avantage d'une mobilité longitudinale et latérale parfaite grâce à laquelle il devient possible d'accéder à n'importe quel secteur du cours d'eau ; d'autre part, s'il existe d'autres types de locomotion utilisables dans les cours d'eau, aucun ne possède une mise en œuvre aussi rapide et un coût aussi faible. Toutefois, il est très difficile de trouver des équipiers suffisamment expérimentés et motivés. J'ai pu compter, heureusement, sur l'aide du **Team M.B.M** en l'occurrence **Allan Muraca, Julien et Remi Barjot, Jean-Christophe Cabuy**. Une mention toute particulière doit être dédiée à **Martial Muraca** avec lequel j'ai passé de longues heures sur l'eau dans des conditions hydrologiques et climatiques souvent extrêmes. J'espère que cela se reproduira un jour...

Je dois également exprimer toute ma reconnaissance vis-à-vis des nombreuses personnes qui, tout au long de mon travail, me sont venues en aide d'une façon ou d'une autre : **Didier Grillet, David Chartier, Thierry Lauvernet, Bernard Chavanerin, Sandrine Vachon, François Bouvier, Victoria Hernandez, Guillaume Grenier, Laurent Georgeon, Stéphane Mahaud, Yves François Le Lay, Séverine Sanz, Fabrice Laliberté, Jean-Denis Leriche**. Un grand merci à toutes ces personnes. Je n'oublie pas non plus **Corinne Castel-Noguerette** et **Saba Farès-Drappeau**, toutes deux chercheuses au CNRS (MOM) qui m'ont fait confiance et permis des parenthèses orientales, parfois salutaires.

Je remercie vivement **Simon Dufour, Anne Citterio, Anne-Julia Rollet, Jérôme Lejot, Loïc Grosprêtre**, doctorants à l'UMR 5600 pour les nombreuses discussions utiles et leur assistance lors de l'expérience de juin 2003.

Je tiens particulièrement à témoigner toute ma reconnaissance, à **M. André Buisson** pour l'ensemble des services qu'il m'a rendus. Je n'oublie pas non plus **Martine Ozel** et **Marie Christine Michel** pour leur soutien administratif sans faille.

Je souhaite également remercier **ma famille**, mes parents, ma sœur qui ont toujours respecté mes choix et su me donner le temps ; mon oncle Éric Barjot et ma tante Yvette Laffont pour leur présence, simplement.

Enfin, ce travail a fait l'objet d'une rencontre « autour des cernes du bois » qui a changé ma vie. Le bois mort mène à tout, même au mariage. Sans elle, **Ekaterina Ivanovna Alexandrova mariée Moulin**, et depuis peu, lui, **Anton Moulin**, rien n'aurait été possible.





**Моей жене, моему сыну**



## 17

55

---

2005

1.1.4) Taille du cours d'eau	62
1.1.5) Perturbations anthropiques	64
1.2) MECANISMES DE PRODUCTION	67
1.2.1) Processus chroniques	67
1.2.1.1) Mortalité de la forêt riveraine	67
1.2.1.2) Erosion de berge	68
1.2.1.3) Castor	69
1.2.2) Processus épisodiques	70
1.2.2.1) Glissements de terrain	70
1.2.2.2) Feux de forêt	70
1.2.2.3) Evènements climatiques extrêmes	71
1.2.2.4) Actions anthropiques	71
1.2.3) Variabilité spatiale des introductions de bois mort	71
1.2.3.1) Gradient amont-aval	72
1.2.3.2) Distinction entre les apports provenant de l'amont et les apports locaux	72
1.2.4) Synthèse	73
1.3) FORMES D'ACCUMULATION	73
1.4) DISTRIBUTION SPATIALE ET STABILITE DU BOIS MORT DANS LES COURS D'EAU	76
1.4.1) Distribution spatiale et stabilité dans les petits cours d'eau	78
1.4.2) Distribution spatiale et stabilité dans les cours d'eau de taille moyenne	80
1.4.3) Distribution spatiale et temps de résidence dans les grands cours d'eau	83
1.5) CONCLUSIONS	88
<b>2) INFLUENCE DU BOIS MORT SUR LES FORMES FLUVIALES ET LES COMMUNAUTES VIVANTES</b>	<b>91</b>
2.1) EFFETS GEOMORPHOLOGIQUES	91
2.1.1) Effets hydrauliques et hydrologiques	91
2.1.1.1) Le bois mort comme élément de rugosité hydraulique	91
2.1.1.2) Modification de la distribution latérale des vitesses d'écoulement.	92
2.1.1.3) Avulsions et recouplement de méandres	95
2.1.2) Modification du transport et du stockage de sédiments	97
2.1.2.1) Transport de sédiment et stabilité verticale du lit	97
2.1.2.2) Complexification morphologique du chenal et de la plaine d'inondation	99
2.1.2.3) Effets sur les vitesses, les profondeurs et la taille des particules	101
2.2) FONCTIONS ECOLOGIQUES DU BOIS MORT DANS LES COURS D'EAU	102
2.2.1) Conditions d'habitat	102
2.2.1.1) Le bois mort comme habitat	102
2.2.1.2) Le bois comme élément structural de l'habitat physique	104
2.2.2) Support de l'alimentation de la faune aquatique et terrestre	106

2.2.2.1) Rétention de matière organique	106
2.2.2.2) Augmentation de la production primaire	107
2.2.2.3) Modification des chaînes alimentaires	107
2.2.3) Conclusion	108
<b>3) INFLUENCE DU BOIS MORT SUR LES ACTIVITES HUMAINES ET IMPLICATIONS EN MATIERE DE GESTION</b>	<b>111</b>
3.1) RISQUES ET NUISANCES ASSOCIES AUX BOIS MORTS	111
3.2) EVOLUTION GENERALE DES PRATIQUES DE GESTION	113
3.2.1) Enlèvement systématique	113
3.2.2) Prise de conscience de l'intérêt écologique du bois mort	113
3.2.3) Evolution des pratiques d'entretien : vers une gestion sectorisée	114
3.3) METHODES MISES EN PLACE POUR LA GESTION DES CORPS FLOTTANTS	115
3.3.1) Méthodes développées dans le cadre d'une prévention des risques	116
3.3.1.1) Diminution des apports à la source	116
3.3.1.2) Piégeage des corps flottants à l'amont des secteurs sensibles	117
3.3.2) Méthodes de gestion des corps flottants sur les ouvrages hydroélectriques	123
<b>4) CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE</b>	<b>127</b>

<b>PARTIE II : DISTRIBUTION DES DEBRIS LIGNEUX LE LONG DU LINEAIRE DES COURS D'EAU</b>	<b>131</b>
--	------------

<b>INTRODUCTION</b>	<b>133</b>
---------------------	------------

<b>CHAPITRE 1 : RESULTATS CARTOGRAPHIQUES DU RECENSEMENT DES DIFFERENTES FORMES DE DEPOTS DE BOIS MORT LE LONG DES LINEAIRES D'ETUDE</b>	<b>135</b>
--	------------

<b>1) PRINCIPE DU RECENSEMENT</b>	<b>137</b>
1.1) METHODOLOGIE MISE EN PLACE POUR LE RELEVÉ DE TERRAIN	137
1.2) ANALYSE DE LA DISTRIBUTION SPATIALE DE POINTS LE LONG D'UNE LIGNE : PROBLEMES METHODOLOGIQUES	137
1.2.1) Limite des entités ponctuelles	137
1.2.2) Principe de l'agrégation des entités ponctuelles en segments d'égale longueur	138
<b>2) RESULTATS DE L'AGREGATION EN SEGMENTS UNITAIRES DE 250 METRES</b>	<b>143</b>
2.1) LES TRONCS	143
2.2) LES EMBACLES	144
<b>3) ORIGINE DE LA CRUE ET DISTRIBUTION DU BOIS MORT</b>	<b>150</b>
<b>4) BILAN ET PERSPECTIVES</b>	<b>152</b>

## **CHAPITRE 2 : HYPOTHESES ET METHODOLOGIES MISES EN PLACE POUR LA MESURE ET LA DESCRIPTION DES PARAMETRES CONTROLANT LA DISTRIBUTION DU BOIS MORT**

### **155**

<b>1) HYPOTHESES DE TRAVAIL SUR LA DISTRIBUTION DU BOIS MORT DANS L'ISERE ET SES PRINCIPAUX AFFLUENTS</b>	<b>157</b>
1.1) PREAMBULE	157
1.2) HYPOTHESES	159
<b>2) IDENTIFICATION DE « TRONÇONS HOMOGENES » DU POINT DE VUE DE LA CONCENTRATION DES TRONCS OU DES EMBACLES</b>	<b>161</b>
<b>3) CARTOGRAPHIE DE L'ESPACE INTRA-DIGUE</b>	<b>167</b>
3.1) METHODE UTILISEE POUR L'ISERE	167
3.2) METHODE UTILISEE POUR LES AUTRES COURS D'EAU	168
3.3) AVANTAGES / INCONVENIENTS DES METHODES UTILISEES	169
<b>4) MESURE DES PARAMETRES MORPHOLOGIQUES DE CHAQUE TRONÇON HOMOGENE</b>	<b>170</b>
4.1) NOMBRE DE BANCS ET SUPERFICIE	171
4.2) PERIMETRE DE LA BANDE ACTIVE	171
4.3) ILOTS BOISES DANS LA BANDE ACTIVE	172
4.4) NOMBRE DE CHENAUx EN EAU PRESENTS DANS LA BANDE ACTIVE	173
4.5) AUTRES FACTEURS : LA PENTE ET L'ENTRETIEN DES COURS D'EAU	175
4.5.1) La pente	175
4.5.1.1) L'Arly	175
4.5.1.2) L'Arc	176
4.5.1.3) L'Isère (Figure 15)	177
4.5.1.4) Calcul de la pente moyenne des tronçons homogènes de l'Isère	180
4.5.2) L'entretien du lit	180
4.5.2.1) D'Aigueblanche à Pont-Royal	181
4.5.2.2) De Pont-Royal à la limite du département de l'Isère	183
4.5.2.3) De la limite du département de la Savoie à Grenoble	183

## **CHAPITRE 3 : RESULTATS ET DISCUSSION**

### **187**

<b>1) SUPERFICIE DES BANCS ET NOMBRE DE TRONCS</b>	<b>189</b>
1.1) A L'ECHELLE DE L'ENSEMBLE DES LINEAIRES D'ETUDE	189
1.2) A L'ECHELLE DE CHAQUE COURS D'EAU	191
1.2.1) L'Arly	191
1.2.2) L'Arc	193
1.2.3) L'Isère	196
<b>2) LE CAS DES EMBACLES</b>	<b>196</b>
<b>3) LA PENTE</b>	<b>201</b>
<b>4) ZONE D'ENTRETIEN</b>	<b>202</b>

4.1) DANS LE CAS DES TRONCS	202
4.2) DANS LE CAS DES EMBACLES	203
<b>5) DISCUSSION</b>	<b>205</b>
5.1) HYPOTHESE 1, RELATIVE AUX TRONCS ISOLEES	205
5.2) HYPOTHESE 2, RELATIVE AUX EMBACLES	206
5.3) IMPACTS DES AMENAGEMENTS	209
<b>CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE</b>	<b>211</b>

<b>PARTIE III : CARACTERISTIQUES ET ORIGINE DES BOIS MORTS PRESENTS DANS L'ESPACE INTRA-DIGUE</b>	<b>213</b>
---	------------

<b>PREAMBULE :</b>	<b>215</b>
--------------------	------------

<b>CHAPITRE 1 : CARACTERISTIQUES BIO-MORPHOLOGIQUES DES BOIS MORTS PRESENTS DANS LE CHENAL ET EXTRAITS AU BARRAGE DE SAINT-EGREVE EN 2002 ET 2004</b>	<b>217</b>
---	------------

<b>1) METHODOLOGIE</b>	<b>219</b>
1.1) CARACTERISATION DES TRONCS ISOLEES	219
1.2) CARACTERISATION DES EMBACLES	220
1.3) LES BOIS MORTS EXTRAITS DE LA RETENUE DU BARRAGE DE SAINT-ÉGREVE	220
<b>2) LONGUEUR ET DIAMETRE</b>	<b>223</b>
2.1) SUR LES TRONCS ISOLEES	223
2.2) SUR LES EMBACLES	224
2.3) AU BARRAGE DE SAINT-EGREVE	225
2.4) DIAMETRE ET LONGUEUR COMPARES SELON LE SITE DE PRELEVEMENT	226
<b>3) CARACTERES QUALITATIFS</b>	<b>227</b>
3.1) SUR LES TRONCS ISOLEES	227
3.1.1) Extrémités des troncs	227
3.1.2) Branche, feuille, cépée, rejet, écorce	228
3.1.3) Orientations des troncs dans le chenal	229
3.2) SUR LES EMBACLES	229
3.2.1) Extrémités des troncs	229
3.2.2) Branche, feuille, cépée, rejet, écorce	230
3.3) AU BARRAGE DE SAINT-ÉGREVE	231
3.3.1) Extrémités des troncs	231
3.3.2) Branche, feuille, écorce	232
<b>4) TAXONS</b>	<b>232</b>
4.1) SUR LES TRONCS ISOLEES	232
4.2) SUR LES EMBACLES	233
4.3) AU BARRAGE DE SAINT-EGREVE	234
<b>5) TAXONS PRESENTS ET COURS D'EAU</b>	<b>235</b>



<b>6) SYNTHESE ET DISCUSSION</b>	<b>237</b>
6.1) CARACTERISTIQUES BIOMORPHOLOGIQUES DES BOIS MORTS	237
6.2) MECANISMES DE PRODUCTION	239
6.3) VARIATION LONGITUDINALE DES CARACTERISTIQUES BIOMORPHOLOGIQUES DES BOIS MORTS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE DE L'ISERE A L'AMONT DE GRENOBLE	241
<b>7) CONCLUSION</b>	<b>247</b>
 <b>CHAPITRE 2 : ORIGINE DES BOIS MORTS STOCKES DANS LE CHENAL DES COURS D'EAU</b>	 <b>249</b>
 <b>INTRODUCTION</b>	 <b>251</b>
<b>1) ETUDE COMPAREE DE LA RIPISYLVE ET DU BOIS MORT</b>	<b>253</b>
1.1) METHODOLOGIE	253
1.2) HYPOTHESE	253
1.3) RESULTATS	255
1.3.1) Composition de la ripisylve	255
1.3.2) Comparaison des taxons du bois mort et de la ripisylve	256
1.4) DISCUSSION	259
<b>2) DENDROCHRONOLOGIE</b>	<b>263</b>
2.1) RAPPEL THEORIQUE ET BIBLIOGRAPHIQUE	263
2.1.1) Définition	263
2.1.2) Eléments sur la formation des cernes annuels	263
2.1.3) Application de la dendrochronologie sur les hydrosystèmes fluviaux	264
2.2) HYPOTHESE	267
2.3) METHODOLOGIE	268
2.3.1) Stratégie mise en place pour les relevés de terrain	268
2.3.2) Prélèvements et préparation des échantillons	270
2.3.3) Mesure de l'indice de croissance des individus (I.C.)	270
2.3.3.1) Indice de croissance	270
2.3.3.2) Principes	271
2.4) RESULTATS	272
2.4.1) Relation âge-diamètre	272
2.4.2) Analyse des indices de croissance	273
2.5) DISCUSSION	276
<b>3) DENDROCHIMIE</b>	<b>279</b>
3.1) ORIGINE DES METAUX LOURDS	279
3.1.1) Apports telluriques naturels : érosion, transport, sédimentation	279
3.1.2) Autres apports naturels	280
3.1.3) Apports anthropiques	281
3.1.4) Devenir des métaux dans l'environnement aquatique	281
3.2) L'ARBRE ET LES METAUX LOURDS	282
3.2.1) Le fonctionnement de l'arbre	282
3.2.2) Absorption et transport des métaux lourds dans l'arbre	283

3.2.3) Identification de l'origine des métaux lourds	284
3.2.4) Problèmes liés aux processus de translocation en dendrochimie	285
3.3) PRELEVEMENT ET MATERIELS POUR LA MESURE DES CONCENTRATIONS EN METAUX LOURDS	286
3.3.1) Prélèvements	286
3.3.2) Matériels	287
3.4) HYPOTHESE DE TRAVAIL	288
3.4.1) Dendrochimie et hydrologie	288
3.4.2) Hypothèse	289
3.5) METHODOLOGIES	290
3.5.1) Identification de la variabilité spatiale des concentrations de métaux lourds dans le secteur d'étude sur les bryophytes et les sédiments	290
3.5.2) Identification de la variabilité spatiale des concentrations de métaux lourds sur la ripisylve dans le secteur d'étude	294
3.5.2.1) Prélèvement	294
3.5.2.2) Analyse par ICP-MS	294
3.6) RESULTATS	297
3.6.1) Les bryophytes	297
3.6.2) Les sédiments	300
3.6.3) Discussion	303
3.6.4) La ripisylve	304
3.6.4.1) Concentrations des métaux lourds dans l'aubier	304
3.6.4.2) Concentrations des métaux lourds dans le duramen	307
3.7) CONCLUSION	309
CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE	311

<b>PARTIE IV : ELEMENTS SUR LA DYNAMIQUE SPATIALE ET TEMPORELLE DU BOIS MORT DANS LES COURS D'EAU</b>	<b>313</b>
---	------------

INTRODUCTION	315
--------------	-----

**CHAPITRE 1 : ELEMENTS CONCERNANT LA PRISE EN CHARGE, LE TRANSPORT ET LE DEPOT DES BOIS MORTS DANS LE COURS D'EAU : RESULTATS DE L'EXPERIENCE MENEESUR L'ISERE LE 24 JUIN 2003**

**317**

PREAMBULE	319
1) SECTEUR D'ETUDE	321
2) METHODOLOGIE	321
3) RESULTATS	323
3.1) EVOLUTION DE LA HAUTEUR D'EAU ET MISE EN MOUVEMENT DES TRONCS	323

3.2) MODALITES DE MISE EN MOUVEMENT DES INDIVIDUS	324
3.3) DISTANCE PARCOURUE ET CARACTERISTIQUES DES TRONCS	326
3.4) TYPOLOGIE DES DEPOTS	327
3.5) TEMPS DE PASSAGE ET VITESSE DES TRONCS	328
<b>4) DISCUSSION</b>	<b>329</b>

## **CHAPITRE 2 : ELEMENTS SUR LE DEPLACEMENT ET LE RENOUVELLEMENT DE LA POPULATION DE TRONCS A L'ECHELLE STATIONNELLE**

**333**

<b>PREAMBULE</b>	<b>335</b>
<b>1) METHODE</b>	<b>337</b>
<b>2) RESULTATS</b>	<b>338</b>
2.1) CARACTERISTIQUES MORPHOMETRIQUES ET MORPHOLOGIQUES DES INDIVIDUS MIS EN MOUVEMENT	339
2.1.1 Longueur et diamètre	339
2.1.2) Caractéristiques morphologiques des individus	339
2.1.3) Position des troncs dans le chenal	341
2.2) TAXONS DES INDIVIDUS « ARRIVES »	342
<b>3) SYNTHESE</b>	<b>342</b>

## **CHAPITRE 3 : VARIABILITE TEMPORELLE DES VOLUMES DE CORPS FLOTTANTS EXTRAITS AU DROIT DES BARRAGES**

**347**

<b>PREAMBULE</b>	<b>349</b>
<b>1) PRESENTATION DES OUVRAGES ET DES DONNEES DISPONIBLES</b>	<b>351</b>
1.1) PRESENTATION DES OUVRAGES	351
1.2) PRESENTATION DES DONNEES HISTORIQUES DISPONIBLES	352
1.2.1) Corps flottants	352
1.2.2) Débits disponibles	353
<b>2) DESCRIPTION DES CHRONIQUES DES VOLUMES EXTRAITS AU BARRAGE DE SAINT-EGREVE SUR L'ISERE ET AU BARRAGE DE SAINT-MARTIN-LA-PORTE SUR L'ARC</b>	<b>356</b>
2.1) LES VOLUMES EXTRAITS AU BARRAGE DE SAINT-ÉGREVE SUR L'ISERE	356
2.1.1) Volume global	356
2.1.2) Volume des déchets	358
2.1.3) Volume de bois	359
2.2) LES VOLUMES EXTRAITS AU BARRAGE DE SAINT-MARTIN-LA-PORTE SUR L'ARC	360
2.3) SYNTHESE	361
<b>3) ETUDE STATISTIQUE DU RAPPORT ENTRE LE DEBIT DES COURS D'EAU ET LE VOLUME DE CORPS FLOTTANTS EXTRAITS DANS LES BARRAGES</b>	<b>363</b>
3.1) LE CAS DE L'ISERE A SAINT-EGREVE	365
3.2) LE CAS DE L'ARC A SAINT-MARTIN-LA-PORTE	366
3.3) SYNTHESE	367

<b>4) L'APPROCHE GEOGRAPHIQUE</b>	<b>369</b>
4.1) RESULTATS CARTOGRAPHIQUES	369
4.2) VOLUMES EXTRAITS ET ORIGINE DES EVENEMENTS HYDROLOGIQUES	379
<b>5) DISCUSSION ET CONCLUSION</b>	<b>382</b>
<b>CONCLUSION DE LA QUATRIEME PARTIE</b>	<b>385</b>

<b><u>CONCLUSION GENERALE</u></b>	<b>389</b>
-----------------------------------	------------

<b>1) BILAN</b>	<b>391</b>
<b>2) PRINCIPAUX RESULTATS</b>	<b>391</b>
<b>3) QUELLES PROPOSITIONS DE GESTION FORMULEES ?</b>	<b>394</b>
<b>4) VERS L'ELABORATION D'UN OUTIL PERMETTANT UN DIAGNOSTIC « BOIS MORT » DANS LES COURS D'EAU</b>	<b>400</b>

---

<b>BIBLIOGRAPHIE</b>	<b>403</b>
----------------------	------------

<b>LISTE DES FIGURES</b>	<b>427</b>
--------------------------	------------

<b>LISTE DES TABLEAUX</b>	<b>435</b>
---------------------------	------------

<b>LISTE DES PHOTOGRAPHIES</b>	<b>439</b>
--------------------------------	------------

<b>LISTE DES CARTES</b>	<b>443</b>
-------------------------	------------

---

---



# **INTRODUCTION GENERALE**



## **1) CONTEXTE, PROBLEMATIQUE ET PLAN DE L'ETUDE**

De nombreuses publications scientifiques ont permis depuis la fin des années 1970, de mieux comprendre quels sont les mécanismes de production et de transport des bois morts dans les cours d'eau. Ces études se sont également attachées à souligner l'intérêt écologique du bois mort ainsi que son rôle hydraulique et structurant au niveau géomorphologique. La plupart de ces travaux se sont concentrés géographiquement sur des torrents ou des petits cours d'eau localisés en Amérique du Nord, dans des régions caractérisées par l'industrie forestière et la présence de vieilles forêts tempérées. Rares sont les études portant sur de grands bassins versants ou sur des cours d'eau drainant des milieux plus humanisés, notamment en Europe. En outre, la plupart de ces études se sont intéressées à la ressource piscicole et aux effets géomorphologiques du bois mort dans les cours d'eau. Dans tous les cas, elles ont abordé la question d'un point de vue très local, sans tenir compte du caractère mobile, dynamique, des bois morts.

Si l'intérêt du bois mort au niveau des écosystèmes aquatiques est aujourd'hui démontré sur les grands comme les petits cours d'eau à l'échelle internationale et française (Thevenet, 1998), peu de travaux ont été réalisés afin de comprendre la mobilité longitudinale de ces débris ligneux. Ces travaux ont été généralement réalisés au sein d'une section de cours d'eau et essentiellement sur des petits cours d'eau d'une largeur inférieure à 10 mètres. Certains chercheurs ont privilégié des suivis *in situ*. D'autres ont abordé la question de manière expérimentale à partir de modèles physiques. Les questions de modélisation ont également été abordées à l'échelle de petits bassins versants de quelques kilomètres carrés (Benda *et al.*, 2003) afin de déterminer le budget ligneux (mécanismes et quantités produites, stocks, sorties) et les facteurs qui le contrôlent. Aucune étude à l'échelle de grands bassins versants, de l'ordre de centaines de kilomètres carré, anthropisés, n'a été réalisée à ce jour. Les connaissances relatives à la dynamique du bois mort dans les cours d'eau de grande taille sont ainsi encore très lacunaires.

Or, si les effets hydrauliques du bois mort sur le chenal génèrent des nuisances et des dommages, parfois graves notamment au niveau des ponts, la mobilité et le transfert des bois morts le long des linéaires des cours d'eau constituent un des enjeux majeurs à résoudre, en terme de connaissances, car ils



posent des problèmes de risque à la fois pour les usagers (navigants...), les exploitants (EDF, CNR) et les gestionnaires (DDE) et engendrent des coûts souvent très élevés. Au barrage de Génissiat sur le Rhône, entre 1990 et 1998, les coûts annuels moyens de l'extraction de corps flottants de la retenue s'élevaient à 25 558 Euros (Moulin, 1999). Au barrage de Saint-Égrève sur l'Isère, entre 1994 et 2001, les coûts annuels moyens de l'extraction des corps flottants de la retenue s'élevaient à 12 000 Euros (données EDF). Enfin, sur l'ensemble des ouvrages hydro-électriques situés sur le Rhône, de la frontière Suisse à Beaucaire, le montant annuel global des coûts dus au bois mort est de 1 780 412 Euros par an (Moulin et Grosprêtre, 2005). Ce dernier chiffre est une estimation à minima intégrant les pertes de production engendrées par le dégrillage. Dans ce contexte, l'étude de la dynamique du bois mort dans les cours d'eau constitue, au niveau international, une thématique nouvelle.

Il s'agit aujourd'hui d'identifier, à l'échelle du réseau hydrographique, l'origine, les conditions de mobilité et de transfert du bois mort, afin de mieux cibler, ensuite, les mécanismes et les secteurs de production et de stockage et de proposer ainsi des solutions adaptées en termes d'entretien des cours d'eau et de gestion des risques.

Sur le territoire français, l'arrêt de l'exploitation des milieux alluviaux par les riverains a favorisé, depuis 1945, le développement d'une forêt alluviale par recolonisation spontanée (Piégay, 1995). De fait aujourd'hui, de plus en plus de bois morts sont introduits dans le système fluvial notamment lors des crues (Moulin 1999). Le bois mort est un élément nouveau auquel sont confrontés les gestionnaires, exploitants et usagers des cours d'eau. Les questions qu'il soulève auprès de ces acteurs sont principalement les suivantes : Où se trouve le bois mort dans le cours d'eau ? Comment est-il introduit dans les cours d'eau ? D'où vient-il ? Comment se déplace-t-il ? Comment agir et où entretenir ?

Toutes ces questions se posent sur l'Isère à l'amont de Grenoble. La présence de bois mort, mais aussi son transit, posent problème sur les principaux cours d'eau que sont l'Arc, l'Arly, la Romanche, le Drac et l'Isère. Des embâcles se créent dans le chenal, au niveau des ponts, des barrages et des prises d'eau. Outre les différentes situations à risques qu'engendre le bois mort en transit, les coûts sont aussi élevés. Ce constat a amené différents gestionnaires (l'Agence de l'Eau Rhône-

Méditerranée-Corse, EDF Énergie Alpes, les DDE 38 et 73, le Conseil Général Isère et Savoie, la DIREN Rhône-Alpes), à engager une étude afin de réaliser un état des lieux dynamique, quantitatif et qualitatif du bois mort le long du linéaire des cours d'eau présenté sur la carte hors texte. Seuls les résultats obtenus sur l'Isère, l'Arc et l'Arly sont présentés ici.

La démarche holistique engagée sur l'Isère s'est organisée en trois étapes.

**Une première étape** a consisté à parcourir les linéaires de l'Isère entre le barrage d'Aigueblanche et Grenoble, de l'Arc entre Saint-Jean de Maurienne et la confluence de l'Isère, de l'Arly entre Ugine et la confluence de l'Isère, soit environ 150 kilomètres de linéaire de cours d'eau (Carte hors texte). Le résultat a permis de cartographier les différentes formes d'accumulation du bois mort le long du linéaire et d'identifier les zones préférentielles de dépôts (et inversement) ainsi que certains paramètres contrôlant la distribution spatiale des accumulations de bois mort le long de ce linéaire. Deux séries de mesures ont été réalisées en 2002 et en 2004.

**La deuxième étape** s'est appuyée sur les secteurs où de fortes concentrations en bois mort ont été déterminées. Sur ces sites, des mesures ont été réalisées sur les troncs stockés dans les chenaux des différents cours d'eau afin d'élaborer la carte d'identité des bois mort en transit. Trois tests méthodologiques ont ensuite été effectués afin d'identifier l'origine géographique des bois morts stockés dans le chenal de l'Isère à l'aval d'Albertville.

**La troisième étape** présente les résultats de l'étude temporelle et spatiale de la mobilité et du transfert de bois mort à l'échelle du bassin versant. Les résultats issus de la technique de traçabilité mise en place en 2002 et de l'expérience réalisée en juin 2003 sont présentés dans un premier temps. Dans un second temps, nous avons étudié la dynamique des bois morts en rapport avec l'hydrologie des cours d'eau. Nous avons élaboré et analysé la chronique des volumes de bois mort extraits au droit du barrage de Saint-Égrève en rapport avec l'hydrologie des cours d'eau amont (Drac, Romanche, Isère, Arly, Arc....) entre 1994 et 2002. Ce travail repose sur le concept de fenêtre d'observation développé par Moulin et Piégay (2004).

Au préalable, nous avons réalisé une synthèse des connaissances acquises à l'échelle internationale sur le bois mort afin de replacer la démarche dans le cadre des problématiques scientifiques actuelles. En effet, aucun document en langue française n'est disponible. Or, le bois mort, récemment reconnu comme un élément

clé du fonctionnement écologique des cours d'eau en Europe et dans le Monde (Maridet, 1994 ; Thevenet, 1995, 1998 ; Boyer, 1998 ; Albert 1998 ; Gregory *et al.*, 2003), n'est pas encore perçu comme tel par les gestionnaires et les riverains français. Cette synthèse des connaissances scientifiques constitue donc la première partie de la thèse.

Celle-ci a fait l'objet d'un financement de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (AERMC), EDF Énergie Alpes, de la DIREN Rhône-Alpes et du Syndicat Mixte Départemental Eaux et Assainissement (SMDEA) et du soutien technique de la DDE 73. Les résultats obtenus lors de ces différents travaux ont permis l'élaboration d'une plaquette destinée aux gestionnaires, exploitants et usagers de l'eau dans l'Isère mais diffusée grâce à l'Agence de l'Eau au niveau européen. Des solutions et conseils opérationnels ont été proposés.

## **2) TYPOLOGIE DU BOIS MORT UTILISEE DANS LE CADRE DE L'ETUDE**

### **2.1) L'absence de définition universelle**

Il n'existe pas de définition universelle pour le bois mort. Bien que beaucoup d'études aient été réalisées sur le bois mort en général, les termes utilisés varient beaucoup de l'une à l'autre (Tableau 1) selon l'objet qu'elles considèrent. Certains auteurs s'attachent à étudier la totalité des débris organiques, voire des matériaux flottants, alors que d'autres ne considèrent que les embâcles ou barrages formés par le bois (Pettit *et al.*, 2004).

On parlera de bois mort pour désigner toute partie de l'arbre, à la fois aérienne et souterraine, voire l'arbre lui-même, présente dans le corridor fluvial et susceptible d'être prise en charge par le cours d'eau. L'emploi de ce terme générique permet de regrouper des matériaux ligneux dont les origines sont hétérogènes, tels que les racines, les souches, les branches, les troncs, les arbres morts sur pied ou tombés. Le terme d'embâcle désignera les accumulations de bois constituées de plusieurs débris ligneux (au moins deux), relativement stables dans le cours d'eau et obstruant tout ou partie des écoulements.

Harmon *et al.* (1986), Bisson *et al.* (1987) puis Richmond et Faush (1995) ont tour à tour souligné que chaque étude devait adapter sa typologie aux conditions locales des milieux (espèces d'arbres, conditions de croissance, type de cours d'eau,...) et au sujet de l'étude, afin que l'information collectée soit à la fois représentative de l'écosystème considéré et appropriée aux enjeux et objectifs identifiés dans la problématique. Chaque étude possède ainsi sa propre typologie, reposant principalement sur des caractéristiques métriques (diamètre et/ou longueur des débris). De nombreux auteurs définissent les bois morts comme les pièces de bois supérieures à 1 m en longueur et 10 cm en diamètre (par exemple : Hauer, 1989 ; Piégay *et al.*, 1993 ; Braudrick *et al.*, 1997 ; Curran et Wohl, 2003) mais il n'existe pas de critères de taille universels (Tableau 2). Certains auteurs ne prennent en compte que l'un des deux précédents critères (Dielh et Bryan, 1993), d'autres ne considèrent que les pièces de bois très volumineuses (Murphy et Koski, 1989 ; Hyatt et Naiman, 2001 ; Marcus *et al.*, 2002). Ce constat ne va pas sans poser de

problèmes pour comparer les résultats d'études réalisées de plus sur des milieux différents (Peterson, 1992).

Il n'existe donc aucun standard ou étalon pour classifier le bois mort que ce soit en Europe ou en Amérique du Nord. Les caractéristiques du bois mort sont logiquement fonction de la taille du cours d'eau, de la végétation en place et d'autres facteurs spécifiques à chaque étude. Tous ces éléments ne permettent pas de définir ces objets de manière standardisée notamment en terme de classe de taille comme cela existe pour les sédiments (Mac Donald, 1991). Aujourd'hui, il apparaît nécessaire de définir une terminologie commune afin de permettre, outre des études comparées, la mise en place de modèles, de pratiques d'entretien et de gestion adaptées à l'objet d'étude (Gregory, 2003).

Terme employé	Thème étudié	Source
Large organic material	Morphologie du chenal et processus fluviaux	Keller et Swanson, 1979
Organic debris	Morphologie du chenal et transport de charge de fond Traitements forestiers et morphologie du chenal Salmonidés	Mosley, 1981 Towes et Moore, 1982 Lestelle et Cederholm, 1984
Organic debris dams	Rôle dans les petits cours d'eau	Likens et Bilby, 1982
Large organic debris	Morphologie du chenal	Swanson <i>et al.</i> , 1976 Swanson et Lienkaemper, 1978 Keller et Tally, 1979 Mac Donald <i>et al.</i> , 1982 Beschta, 1983 Hogan, 1987
Obstructions	Stockage de sédiment	Megahan, 1982
Organic debris dams	Fonction dans les écosystèmes fluviaux Développement, préservation et rôle Effets des déforestations	Bilby et Likens, 1980 Likens et Bilby, 1982 Hedin <i>et al.</i> , 1988
Organic matter budget	Écosystèmes fluviaux	Cummins <i>et al.</i> , 1983
Debris dams	Processus fluviaux Structure et fonctionnement des cours d'eau	Gregory <i>et al.</i> , 1985 Smock <i>et al.</i> , 1989
Streamside obstruction	Processus fluviaux des cours d'eau à charge grossière	Lisle, 1986
Woody debris	Habitat piscicole Stabilité du chenal Formation de mouilles Source de fines particules organiques Pisciculture et gestion des cours d'eau Macroinvertébrés	Angermeier et Karr, 1984 Bilby, 1984 Andrus <i>et al.</i> , 1988 Murphy et Koski, 1989 Ward et Aumen, 1986 Carlson <i>et al.</i> , 1990
Wood debris	Morphologie du chenal et ripisylve	Triska, 1984
Coarse woody debris	Écologie des écosystèmes tempérés Aspects écologiques Morphologie du chenal	Harmon <i>et al.</i> , 1986 Spies <i>et al.</i> , 1988 Robison et Beschta, 1990
Large woody debris	Morphologie du chenal Interactions forêts-poissons Dynamique dans les cours d'eau	MacDonald et Keller, 1987 Bisson <i>et al.</i> , 1987 Lienkaemper et Swanson, 1987
Log steps	Effets géomorphologiques dans les systèmes forestiers	Marston, 1982
Organic matter storage	Variation spatio-temporelle dans les cours d'eau de tête de bassin	Smock, 1990

**Tableau 1 :** Exemples de termes utilisés dans la littérature scientifique (d'après Gregory, 2003).

Taille du cours d'eau			Taille du bois mort		Région d'étude	Source
Ordre (selon Strahler)	Superficie du bassin versant (km <sup>2</sup> )	Largeur à pleins bords (m)	Longueur minimum (m)	Diamètre minimum (cm)		
1 à 2	-	-	-	> 10 < 10	Southeast Alaska	Bryant, 1983
2 à 5	-	-	2	10	Washington	Bilby et Ward, 1989
2 à 5	-	8,2 à 31,4	-	30	Island of Chicago, Alaska	Murphy et Koski, 1989
1 à 4	0,72 à 55	4,6 à 25,9	1,5	20	Southeast Alaska	Robison et Beschta, 1990a
-	13 à 267	12 à 27	1,5	-	West Harpeth River, Tennessee	Diehl et Bryan, 1993
-	-	2,3 à 3,8	-	2,5	New Zealande	Evans <i>et al.</i> , 1993
1 à 6	-	-	1	10	Pacific Northwest	Fetherson <i>et al.</i> , 1995
2 à 4	0,7 à 27,2	-	2	10	Redwood Creek, Californie	Keller et MacDonald, 1995
-	9,3 à 32,7	15 à 25	-	10	Washington	Lisle, 1995
1 à 3	2,4 à 29,1	3,7 à 10,2	1	10	Northern Colorado	Richmond et Faush, 1995
-	3540	48	-	10	Thompson River, Australie	Gippel <i>et al.</i> , 1996a
-	3540	48	-	20	Thompson River, Australie	Gippel <i>et al.</i> , 1996b
1 à 4	-	-	1	10	France et Angleterre	Piégay et Gurnell, 1997
2 à 4	-	2,1 à 7,5	3 1	30 8	Sierra Nevada, Californie	Berg <i>et al.</i> , 1998
-	-	51 à 398	5 5	60 30	Queets River, Washington	Hyatt et Naiman, 2001
-	0,62 à 79	3,3 à 23,8	1,5 3	10 10	Game Creek, Alaska	Martin et Benda, 2001
2 à 6	37	-	1	10	Snake River, Wyoming	Marcus <i>et al.</i> , 2002
-	724	2 à 130	1	10	Queets River, Washington	Abbe et Montgomery, 2003
1 à 2	< 10	2 à 4,8	1	10	Washington	Curran et Wohl, 2003
3	5,8	-	1	10	Mack Creek, Oregon	Faustini et Jones, 2003
0 à 1	0,12 à 0,35	0,6 à 3,7	0,5	10	Southeast Alaska	Gomi <i>et al.</i> , 2003
-	-	50 à 250	1	20	Sacramento River	Henderson, 2003
1 à 3	6,6 à 129	5,4 à 13,4	1	10	Ithica, New York	Kraft et Warren, 2003

**Tableau 2 :** Caractéristiques de taille des cours d'eau et des bois morts étudiés (- : non renseigné).

## **2.2) Caractéristiques métriques des bois morts mesurés**

Les dimensions minimales des pièces individuelles de bois mort mesurées ont été définies suite aux constats suivants. D'une part, l'espacement des grilles des prises d'eau des aménagements hydroélectriques varient entre 0,10 et 0,125 mètres. Au delà, les individus sont piégés dans la retenue. Ils ne peuvent pas traverser la prise d'eau et s'accumulent (ce qui occasionne des pertes de charges et endommagement parfois les turbines). D'autre part, la majorité des dégrilleurs équipant les prises d'eau des barrages-usines peuvent extraire, théoriquement, des bois dont la longueur n'excède pas 2,5 mètres. Au-delà, il est nécessaire de mettre en place des moyens d'extraction lourds dont l'utilisation est dangereuse et onéreuse. De fait, l'ensemble des fûts de bois morts mesurés dans le chenal possède un diamètre et une longueur minimums respectifs de 0,125 mètres et 2,5 mètres. Les pièces de bois de dimensions plus petites n'ont pas été prises en compte dans cette étude.

**Les troncs isolés** déposés sur les bancs (Photographie 1) ont été différenciés des embâcles et des arbres isolés ancrés en berge.



**Photographie 1 :** Exemples de troncs mesurés sur les bancs, à droite sur l'Isère en 2002, à gauche sur l'Arly à l'amont de la confluence avec le Doron de Beaufort en 2004 (B. Moulin).



Les **embâcles** ont été définis comme suit : groupe de troncs (au moins deux troncs possédant un diamètre et une longueur minimum respectivement de 0,125 m et 2,5 m) déposé sur un banc, sur la végétation pionnière, sur la végétation mature ou contre des piles de ponts (Photographie 2 à 4).



**Photographie 2 :**  
*Embâcle sur banc  
(Isère 2004, B.  
Moulin)*



**Photographie 3 :** *Embâcle sur  
végétation pionnière (diamètre  
moyen des individus inférieur à  
10 cm) (Isère 2003, B. Moulin).*



**Photographie 4 :** *Embâcle sur  
le vieux pont de Montmélian  
(Isère, 2002, B. Moulin).*

Les arbres isolés ancrés en berge (parfois nommé snags par certains auteurs anglo-saxons) sont des troncs tombés dans le cours d'eau mais dont le système racinaire est ancré dans la berge (Photographie 5).



*Photographie 5 : Arbres isolés ancrés en berge sur l'Isère en 2002 (B. Moulin).*

### **3) PRESENTATION GENERALE DU BASSIN VERSANT DE L'ISERE A L'AMONT DE GRENOBLE**

#### **3.1) Un bassin versant fortement anthropisé**

##### **3.1.1) Une hydrologie complexe et des cours d'eau endigués**

Comme la majorité des Alpes du Nord, le bassin versant de l'Isère a subi de nombreuses perturbations d'origine anthropique. Outre l'endiguement généralisé de l'ensemble des cours d'eau, commencé dès le XVIII<sup>e</sup> siècle pour certains, la mise en place au cours de la seconde moitié du XX<sup>e</sup> siècle d'aménagements hydroélectriques affectent sensiblement l'hydrologie actuelle des cours d'eau. En amont de Grenoble, un réseau de conduites et de dérivations longeant les cours d'eau et inter-connectant les sous-bassins se juxtapose au réseau hydrographique naturel de l'Isère (Vivian, 1994). A chaque type d'ouvrage, ou presque, correspondent des modifications hydrologiques particulières, à tel point qu'une synthèse de la situation est difficile à établir (Peiry et Marnezy, 2000). Toutefois, il est maintenant prouvé que les ouvrages hydroélectriques affectent les écoulements à tous les pas de temps, des modules interannuels aux débits horaires. Vivian (1994) distingue deux catégories d'impacts selon l'intensité du changement :

- d'une part, les débits sont qualifiés de résiduels lorsque leur rythme et leur abondance n'ont plus rien à voir avec ce qu'ils étaient avant l'aménagement. C'est le cas pour l'ensemble des tronçons court-circuités existant sur le bassin versant de l'Isère à l'amont de Grenoble qui sont, la plus grande partie de l'année, alimentés par des débits réservés ou débits minimums légaux, réglementairement fixés à 10 % du module annuel depuis 1984. En réalité, ils sont très largement inférieurs sur la plupart des concessions négociées avant cette date (3 % du module interannuel (soit 1,5 m<sup>3</sup>/s) sur le Drac en aval de Notre-Dame-de-Commiers, 1/40<sup>ème</sup> du module (soit 1,35 m<sup>3</sup>/s) à l'aval du barrage d'Aigueblanche (Peiry et Marnezy, 2000). C'est aussi le cas de l'Arc en Maurienne où ne subsiste, sur plus de 80 % du linéaire total, que des débits résiduels (Edouard et Vivian, 1982a) ;
- d'autre part, lorsque la perturbation est moindre, les débits sont considérés comme influencés par rapport à l'écoulement de référence. Dans ce cas, on constate, à l'aval des restitutions hydroélectriques, une tendance à l'atténuation des contrastes saisonniers qui est la résultante du stockage des apports dans les barrages réservoirs lors de l'abondance estivale puis le déstockage lors de la pénurie hivernale (Edouard et Vivian, 1982b). A un pas de temps plus court, le fonctionnement en écluse des ouvrages hydroélectriques se traduit par des variations quotidiennes des hauteurs d'eau et des débits marqués. Les changements, les altérations subies par le flux de surface, donnent des lignes d'eau, un degré et une fréquence de remplissage du lit différents (Vivian, 1994).

Ces deux types d'impacts affectent la majorité des cours d'eau alpins. Le régime naturel classique, soumis aux aléas climatiques interannuels et au rythme intersaisonnier des précipitations et des températures est devenue rare (Vivian, 1994).

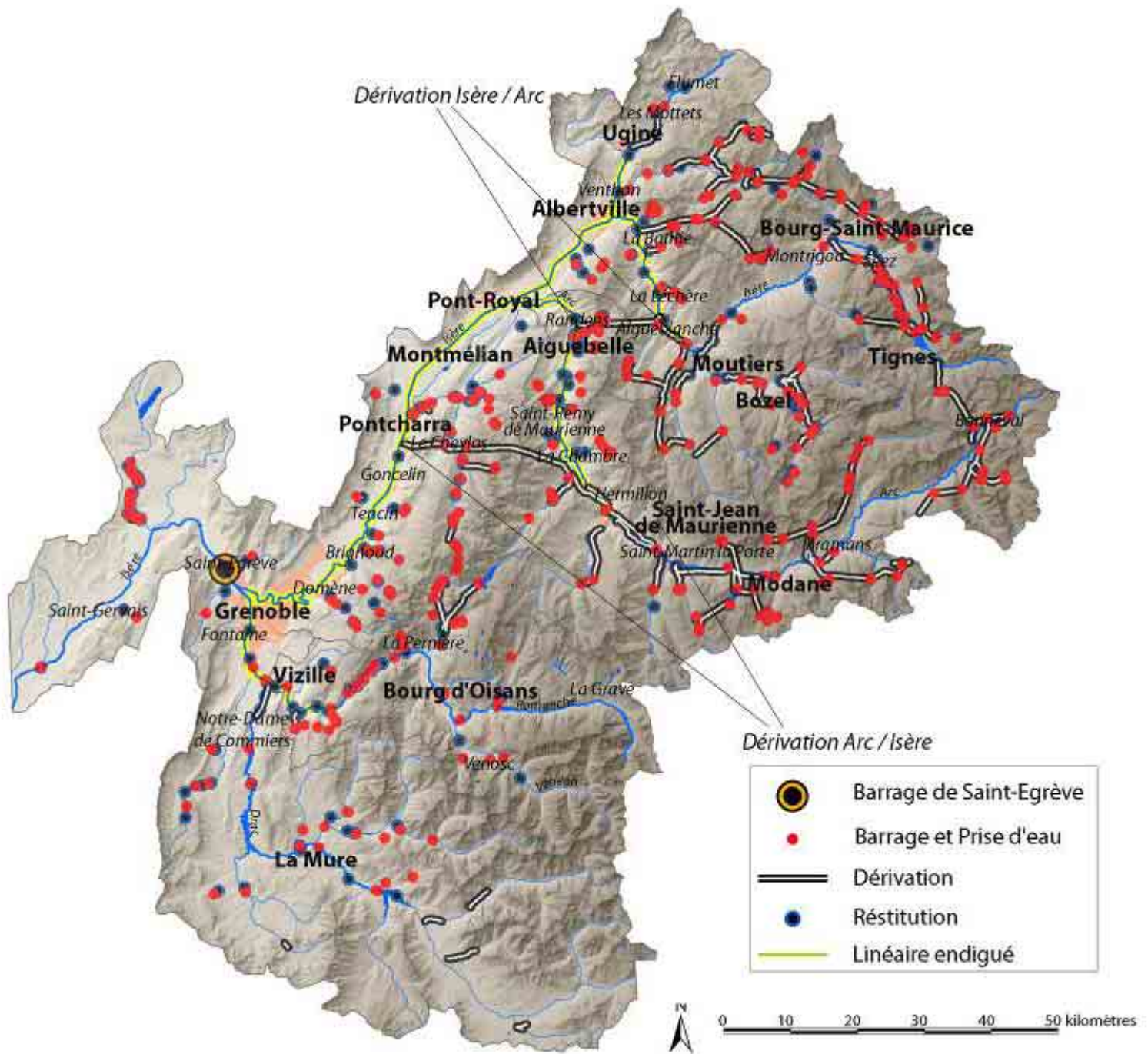
Afin de comprendre ce cadre hydrologique complexe, il est nécessaire de présenter pour chaque cours d'eau un recensement non exhaustif des ouvrages affectant le régime hydrologique et des endiguements limitant l'inondation (Carte 1).

Les données de référence (module, superficie bassin versant ...) de chaque cours d'eau au droit des stations de mesure utilisées sont présentées dans le tableau 3.

Cours d'eau	Station	Superficie du bassin versant (km <sup>2</sup> )	Altitude de la station (m)	Module (m <sup>3</sup> /s)	Fréquence de retour deux ans (m <sup>3</sup> /s)	Fréquence de retour cinq ans (m <sup>3</sup> /s)	Période d'enregistrement
Isère	Aigueblanche	1582	470	54,4	140	180	01/01/1955 – 31/12/2001
Isère	Grenoble Campus	5720	207	182	460	660	01/01/1975 – 31/12/2001
Arc	Bramans	635	1190	21,7	39	63	01/01/1972 – 31/12/2001
Arc	St-Remy de Maurienne	1760	420	15,9	71	110	01/01/1987 – 31/12/2001
Arly	Ugine	635	207	2,5	38	44	01/01/1974 – 31/12/2001

**Tableau 3** : Caractères hydrologiques généraux des cours d'eau étudiés au droit des stations hydrométriques sélectionnées (Sources DIREN Rhône Alpes).





**Carte 1** : Localisation des principaux aménagements anthropiques présents le long du linéaire des cours d'eau du bassin versant de l'Isère (source DIREN et AERMC).

### 3.1.1.1) L'Arly

L'Arly prend sa source au Mont Joly, à 2427 mètres d'altitude, au-dessus de Megève (Haute-Savoie). Elle possède un régime naturel nivo-pluvial influencé par des aménagements hydroélectriques, dont le plus important est celui des Mottets / Ugine (longueur du tronçon court-circuité d'environ 9 kilomètres). En amont, l'Arly s'écoule dans une vaste vallée perchée, puis elle s'encaisse profondément, 1,5 km à l'amont du village de Flumet. Ces gorges profondes, étroites, dont les versants en pentes raides sont instables (affleurement de gneiss et de micaschistes) sont longues de 12 km environ. Elles se terminent à l'entrée d'Ugine. La rivière rejoint alors l'Isère après une dizaine de kilomètre à travers une plaine alluviale fortement remaniée par l'homme.

D'Ugine à sa confluence avec l'Isère à Albertville, l'Arly est endiguée en rive droite comme en rive gauche. L'endiguement débuta dès le XVIII<sup>e</sup> siècle dans Ugine même, se poursuivit au XIX<sup>e</sup> siècle et a été achevé en 1996 avec la construction de la RN 212. La totalité de la rive droite est endiguée. Ses endiguements sont constitués généralement par des enrochements qui ont été végétalisés artificiellement afin d'en assurer la stabilité. Des graminées et des arbres (Aulnes et Saules essentiellement) ont été plantés (Guillon, 2001). La rive gauche, inondable pour une crue de récurrence dix ans, est partiellement endiguée. Seuls quelques secteurs où le contact versant / chenal est direct, ne sont pas protégés par des ouvrages.

### 3.1.1.2) L'Arc

L'Arc prend sa source aux Glaciers des Sources de l'Arc à plus de 3000 mètres d'altitude et draine la vallée de la Maurienne. C'est la rivière alpine dont l'hydrologie a été la plus perturbée par les équipements hydroélectriques. Avec 2 millions de kWh produits par km<sup>2</sup>, c'est ainsi le premier bassin hydroélectrique français.

Les cours d'eau affluents de l'Arc sont bien souvent aménagés, captés et dérivés vers les barrages réservoirs de montagne ou vers une centrale hydroélectrique localisée dans la vallée.

De manière générale, le régime hydrologique de l'Arc se caractérise par une segmentation des débits, un amoindrissement et une régularisation des écoulements de l'amont vers l'aval (Edouard et Vivian, 1982a). Pour H. Vivian (1994), l'étude des variations d'abondance actuelle de l'amont vers l'aval de l'Arc démontre qu'il n'y a plus de *continuum* dans les flux liquides, donc dans la dynamique et les flux solides, hormis à l'aval de la restitution de l'usine de Randens, qui redonne au cours d'eau son abondance naturelle, du moins au niveau de l'année.

A. Marnezy (1999) distingue sur l'Arc quatre tronçons :

- l'Arc supérieur en amont de Bramans (42 km de linéaire), qui a perdu entre 85 % de son module annuel à Bonneval et 60 % à Bramans.
- le cours de l'Arc entre Bramans et Saint-Jean-de-Maurienne (40 km), ce tronçon n'est plus qu'une succession de segments contrastés par les restitutions de débits turbinés.
- l'Arc de Saint-Jean-de-Maurienne à Randens (35 km). Depuis la mise en route de la dérivation Arc/Isère à Hermillon en 1980, il ne subsiste sur ce tronçon que 10 % de l'écoulement naturel. Avec les apports latéraux, ce pourcentage augmente pour atteindre 26,5 % à Randens, à l'amont de restitution Isère/Arc (module annuel résiduel de 16,7 m<sup>3</sup>/s).
- l'Arc de la restitution de Randens à la confluence (10 km), les débits redeviennent proches des débits naturels, l'arrivée de la dérivation Isère/Arc à Randens compensant à peu près celle de la dérivation Arc/Isère à Hermillon (module annuel résiduel à l'aval de Randens de 61,9 m<sup>3</sup>/s). En revanche, les fluctuations mensuelles et journalières des débits à l'aval de Randens n'ont plus rien de naturel.

L'Arc est aussi marquée par un endiguement généralisé de son linéaire. Commencé dès la première moitié du XIX<sup>e</sup> siècle, puis poursuivi par les Sardes pour le compte du royaume de Piémont-Sardaigne, l'endiguement est aujourd'hui observé en rive droite comme en rive gauche depuis Saint-Jean-de-Maurienne jusqu'à sa confluence avec l'Isère du fait de la construction de l'autoroute A 43 et de la restauration de la RN 6 à la fin du XX<sup>e</sup> siècle (Marnezy, 1999). Quelques secteurs non endigués, essentiellement en rive gauche, subsistent mais leurs dimensions sont négligeables (quelques centaines de mètres).

### 3.1.1.3) L'Isère

L'Isère prend sa source dans le massif de l'Iseran, à l'amont de Val d'Isère. Elle draine la vallée de la Tarentaise, puis traverse la Combe de Savoie et le Grésivaudan avant d'arriver à Grenoble. C'est un cours d'eau également affecté par les aménagements (Vivian, 1994). On peut distinguer quatre grands tronçons :

De sa source jusqu'au barrage d'Aigueblanche : c'est le domaine de la Haute Isère caractérisé par de grands réservoirs (le barrage de Tignes par exemple). Du barrage de Tignes jusqu'à Bourg-Saint-Maurice, au niveau du bassin de compensation de Montrigod, l'Isère est intégralement court-circuitée et il ne subsiste dans le talweg que le débit réservé. Ensuite, jusqu'au barrage d'Aigueblanche, le débit de l'Isère est influencé par le fonctionnement de plusieurs microcentrales présentes à la fois sur l'Isère même mais aussi sur ses affluents.

Au niveau du barrage d'Aigueblanche, la dérivation transbassin Isère/Arc modifie définitivement le régime hydrologique de l'Isère.

Du barrage d'Aigueblanche jusqu'à la confluence avec l'Arc : le module naturel reconstitué à l'amont d'Aigueblanche est de  $54,7 \text{ m}^3/\text{s}$ , le débit réservé à l'aval du barrage est de  $1,35 \text{ m}^3/\text{s}$  (soit  $1/40^{\text{ème}}$  du module annuel). L'Usine de Randens, en Maurienne prélève dans la retenue pour le turbinage  $100 \text{ m}^3/\text{s}$  (elle est équipée de deux turbines d'une capacité de  $50 \text{ m}^3/\text{s}$  chacune). Cette quantité d'eau n'est pas restituée dans l'Isère à l'aval du barrage. De fait, le module de l'Isère passe de  $54,7 \text{ m}^3/\text{s}$  à l'amont du barrage d'Aigueblanche à  $27 \text{ m}^3/\text{s}$  à l'aval de celui-ci (données fournies par EDF). Les débits de l'Isère dans le tronçon court-circuité (environ 50 kilomètres de long) sont soumis à deux types de fluctuations de débits :

- Des fluctuations journalières qui correspondent au fonctionnement des turbines de l'usine hydroélectrique de La Bathie. Ces variations journalières peuvent atteindre  $50 \text{ m}^3/\text{s}$  lors du maximum de fonctionnement aux heures de pointe des 6 groupes présents dans l'usine.
- Des fluctuations saisonnières lors du déversement du barrage d'Aigueblanche lorsque le débit entrant est supérieur à  $100 \text{ m}^3/\text{s}$ , lors des chasses (elles sont réalisées 2 à 3 fois par an en théorie et



nécessitent aussi un débit supérieur à 100 m<sup>3</sup>/s.), ou encore lors des vidanges.

Après la restitution de La Bathie, l'Isère reçoit les apports de l'Arly au niveau d'Albertville en rive droite. Puis elle traverse la Combe de Savoie où elle reçoit l'Arc en rive gauche au niveau de Pont-Royal.

De la confluence de l'Arc jusqu'à la restitution du Cheylas : au niveau de Pont-Royal, à l'aval de la confluence Arc/Isère, le débit de l'Arc représente un apport de 63,8 m<sup>3</sup>/s (module annuel résiduel) ; 80 % de ce débit provient de la restitution de l'Usine de Randens. Construite en 1954 puis complétée en 1976 par la retenue de la Coche (Station de Transfert d'Énergie par Pompes La Coche / Echelles d'Hannibal situées à 1400 mètres d'altitude), la dérivation de Randens conduit les eaux de l'Isère, captées au lieu-dit « les Echelles d'Hannibal » (situé au niveau du barrage d'Aigueblanche en Tarentaise) dans l'Arc, à Randens par une galerie de 12 km de longueur sous le massif du Grand-Arc / Lauzière.

Sur ce tronçon, la densité des aménagements hydroélectriques présents à l'amont se traduit par une baisse moyenne des niveaux de la rivière de 0,2 mètres environ avec localement un maximum de 0,35 mètres (CERIC, 1985).

De la restitution du Cheylas jusqu'à Grenoble (Vivian et Pupier, 1996). La dérivation Arc / Isère a été mise en place en 1980. Cette dérivation détourne les eaux de l'Arc à Saint-Jean-de-Maurienne à travers le massif de Belledonne, par une galerie de 27 km de longueur. Elle capte le Glandon, affluent rive gauche de l'Arc, au débit maximal de 8 m<sup>3</sup>/s. Elle restitue le débit à l'Isère au niveau de l'usine du Cheylas dans la plaine du Grésivaudan (à raison de 90 % du module annuel de l'Arc) (Pupier, 1994).

Depuis la restitution du Cheylas jusqu'à Grenoble, aucun changement n'est observé par rapport à celui qui a été induit par les aménagements hydroélectriques antérieurs. Toutefois, à l'échelle journalière, les lâchers à l'usine du Cheylas provoquent une élévation de la ligne d'eau de l'Isère forte et rapide. Ils sont potentiellement capables de doubler le module de l'Isère. Actuellement, les consignes d'exploitation sont de limiter les lâchers à 150 m<sup>3</sup>/s. Les variations journalières de la ligne d'eau sont comprises entre 0,5 et 1,5 mètres (Pupier, 1994)

Une augmentation de 32 m<sup>3</sup>/s peut être enregistrée en 30 minutes, soit une élévation de la ligne d'eau de 1,0 mètres à 1,5 mètres en 3 à 4 heures (Bois, 1993 d'après Peiry, 1997).

Outre les perturbations liées aux aménagements hydroélectriques, l'Isère se caractérise par un endiguement ancien. C'est à partir du XIX<sup>e</sup> siècle que les grands aménagements de la rivière débutèrent, d'une part pour lutter contre le cours d'eau, protéger les habitations, améliorer les voies de communication et fixer les terres cultivables, d'autre part pour réduire le fléau de la malaria qui se propagea entre 1803 et 1870 (Pautou *et al.*, 1995). De 1824 à 1845, date de l'achèvement des travaux réalisés dans le royaume de Piémont-Sardaigne, l'endiguement complet de l'Isère, par la construction de digues longitudinales insubmersibles entre Albertville (confluence de l'Arly et de l'Isère) et la limite de la Savoie et du département de l'Isère, soit une longueur de 38 kilomètres environ, est réalisé (Didier, 1993). Les terrains gagnés sur la rivière, suite à l'endiguement, ont été remblayés artificiellement par la technique des casiers de colmatage (Girel, 1992, 1993). Ils ont été édifiés de l'aval vers l'amont, avec une constance remarquable qui a permis une très grande homogénéité dans la conception et la réalisation. Contrairement aux autres endiguements réalisés dans le département de l'Isère, ils présentent une section courante qui ne souffre quasiment d'aucune discontinuité. En effet, l'endiguement complet de l'Isère dans le Grésivaudan a été plus tardif et laborieux du fait de la dispersion et du manque de cohésion des pouvoirs, les digues étant surveillées ou construites par 30 syndicats dont 18 seulement étaient organisés (Agard, 1942 d'après Girel 1992). Si des travaux sommaires avaient commencé dès la fin du XVIII<sup>ème</sup> siècle avec l'édification de levées de terre et malgré l'élaboration de nombreux projets d'endiguement jusqu'au début du XIX<sup>ème</sup> siècle, il faut attendre la période 1852 – 1870 pour la mise en place d'un système presque continu de digues qui sera amélioré entre 1870 et 1890 (Agard, 1942 ; d'après Girel 1992).

Actuellement, l'Isère, à partir du barrage d'Aigueblanche jusqu'à Albertville, est partiellement endiguée. Dans la section comprise entre la restitution de la Bathie et Albertville, deux seuils sous-fluviaux sont présents ainsi qu'une série d'épis.

Puis, d'Albertville jusqu'à Saint-Égrève, l'Isère est entièrement endiguée depuis environ 150 ans. Un grand nombre de seuils sous-fluviaux sont présents, on peut citer ceux de Montmélian, de Goncelin, de La Buissière, de Grenoble. Ils ont été

construits afin de lutter contre l'érosion régressive et le phénomène d'incision dont l'Isère est victime suite aux extractions intensives de granulats effectuées entre 1949 et 1972 dans le lit (Vautier, 2000). En 1950, il s'agissait de dragages d'approfondissement, justifiés par l'exhaussement progressif du chenal au rythme de 1 cm / an (Peiry *et al.*, 1999) qui provoqua les inondations catastrophiques dues à la submersion des digues en 1940, 1944, 1948. Puis, des autorisations d'extraction furent délivrées aux entreprises de Bâtiments et Travaux Public, notamment pour la construction des autoroutes et autres réseaux de voirie de la région, l'exécution des travaux liés aux jeux olympiques de Grenoble de 1968 et la construction d'immeubles de l'agglomération grenobloise (Vautier, 2000). Au total, 9 Millions de m<sup>3</sup> furent extraits entre 1949 et 1972 dans la partie grésivaudoise de l'Isère (Vivian, 1994).

### 3.1.2) Bilan

L'exploitation hydroélectrique a modifié le régime hydrologique de l'Isère et de ses affluents et le fonctionnement morphodynamique des cours d'eau. Le lit des cours d'eau fait transiter un débit souvent résiduel et très pondéré. Sur les tronçons turbinés, un régime usine a été mis en place (Vivian, 1986), calqué sur les besoins de la production et de la consommation énergétiques : des eaux d'hiver soutenues, de hautes eaux printanières et estivales décapitées, de fortes pulsations diurnes liées aux lâchers EDF (Marnezy, 1999).

#### *3.1.2.1) Impact des aménagements hydroélectriques sur les crues*

Il est courant de penser que les grands réservoirs hydroélectriques ont pour effet d'écrêter les crues et constituent ainsi un moyen efficace de protéger les grandes agglomérations du risque d'inondation (Peiry et Marnezy, 2000). Toutefois, il faut toujours garder à l'esprit que lors des crues, l'exploitant appliquera la Consigne Générale d'Exploitation et l'application des Consignes de Crues qui précisent outre le moment de « l'état d'alerte », de « l'état de crue » et les manœuvres à effectuer, que la consigne est de suivre la crue, d'abord en augmentant au maximum dans la mesure du possible la capacité de dérivation vers les groupes hydrauliques en aval (généralement fortement réduite du fait de l'accumulation des corps flottants au

niveau des prises d'eau), ensuite en réglant le débit des vannes de fond, de manière à maintenir le niveau amont à peu près constant et de telle sorte qu'il ne dépasse pas une cote maximale déterminée au préalable. Lors de la phase de décrue, les vannes sont fermées progressivement, en maintenant toujours le niveau amont sensiblement constant. De fait, selon les consignes, les barrages sont transparents en période de crue (la valeur du débit entrant est égale à la valeur du débit sortant), on dit aussi qu'ils s'effacent.

Des recherches récentes (Vivian et Pupier, 1996), conduites sur le bassin versant de l'Isère, ont montré de façon très claire que les ouvrages hydroélectriques n'ont aucun effet sur les crues rares (crues de récurrence supérieure à dix ans). C'est le cas de l'Isère à Grenoble ou de l'Arc, car les grands réservoirs sont trop hauts dans le bassin versant pour être capable d'écrêter significativement les crues touchant l'Isère moyenne et inférieure. Par ailleurs, les volumes d'eau s'écoulant lors d'une crue exceptionnelle sont sans commune mesure avec la capacité de stockage des réservoirs, même sur le Drac (Peiry et Marnezy, 2000). Sur l'Arc, les crues de fortes puissances et de fréquences rares apparaissent disproportionnées par rapport aux capacités de stockage et de dérivation. Si une partie non négligeable du volume amont peut effectivement être stockée (30 % lors de la crue de septembre 1993), la pointe de crue ne peut être amortie. Dans ces cas extrêmes, l'Arc retrouve en partie son comportement et son espace naturels (Marnezy, 1999).

Pour les crues dont la récurrence est inférieure à dix ans, le contexte est plus contrasté. Sur l'Isère, l'absence de débits supérieurs à 700 m<sup>3</sup>/s au mois de mai, depuis la période postérieure à l'équipement, semble souligner l'effet des réservoirs, en phase de remplissage à cette période de l'année. Ils écrêteraient la partie des écoulements issus de la fusion nivale (Pupier, 1996 d'après Peiry et Marnezy, 2000). Sur l'Arc, Marnezy (1999) observe que les petites et moyennes crues ont été supprimées ou très amoindries. Les capacités de dérivation et de stockage des ouvrages situés sur l'Arc sont suffisantes pour gommer les petites crues (jusqu'à Q5) au point de les faire disparaître. Les crues de moyenne ampleur (Q5 à Q10), amoindries, sont réduites au rang de petites poussées ou d'événements modérés qui, d'une part, ne posent plus de problème en terme de sécurité et sont, d'autre part, largement canalisées par les endiguements.

### *3.1.2.2) Impact des actions anthropiques sur la végétalisation des lits fluviaux sur l'Isère et ses affluents*

La végétalisation des lits fluviaux est un phénomène récent issu d'un fonctionnement perturbé par des siècles d'impacts cumulés (Vautier, 2000). Depuis 150 ans, les grands cours d'eau alpins n'ont cessé de subir des perturbations dues aux activités humaines : construction d'aménagements latéraux, longitudinaux ou transversaux, extractions directes (granulat) ou indirecte (versant) dont l'utilité reposait autant sur des facteurs économiques que sociaux (Landon, 1999). L'ensemble de ces interventions combinées avec une tendance naturelle à la modification des flux, a généré un impact profond et systématique sur les paramètres fondamentaux de la dynamique fluviale, c'est-à-dire le débit solide (Qs) et liquide (Ql) défini par Schumm en 1977. D'après Peiry (1997), le résultat est une dérive progressive de l'hydrosystème fluvial dont les signes concrets sont une accélération de l'évolution géomorphologique et écologique du chenal.

Les actions engagées depuis plus de 150 ans par les ingénieurs et les gestionnaires ne l'ont été que dans la logique de praxisme inhérente à toutes formes d'aménagements. Il s'est agi d'actions successives visant à atténuer les effets négatifs induits par les aménagements antérieurs, à s'adapter continuellement aux réponses du cours d'eau et à en corriger les impacts. Peiry (1997) démontre que la végétalisation des lits fluviaux de l'Arc alpin résulte du cumul des impacts des différents aménagements effectués sur les cours d'eau. Il identifie plusieurs phases successives d'ajustement géomorphologique des grandes rivières alpines depuis le milieu du XIX<sup>ème</sup> siècle :

- Jusqu'au milieu du XIX<sup>ème</sup> siècle : une dynamique de tressage omniprésente.
- De 1850 à 1950 : un exhaussement des lits fluviaux suite à l'endiguement généralisé des cours d'eau.
- De 1950 à 1990 : l'enfoncement généralisé du lit actif.

Le bilan de 150 ans d'aménagement est la très forte diminution des flux solides et l'altération, voire l'anthropisation, de la dynamique des flux liquides. C'est dans ce contexte de pénurie sédimentaire et d'artificialisation des flux hydriques que

l'on constate depuis quelques décennies une tendance croissante à la stabilité des lits après plus d'un siècle de mobilité verticale, qui se traduit par la fixation des formes fluviales et surtout par leur végétalisation par la forêt alluviale (Vautier, 2000). Dans le cas de l'Isère, de l'Arc et de l'Arly, cours d'eau endigués, les dimensions du chenal ont été considérablement réduites depuis plus d'un siècle. La végétalisation est plus récente et s'est surtout accélérée depuis une vingtaine d'année (Vautier, 2000). La spécificité des cours d'eau endigués n'est pas seulement la colonisation des espaces gagnés sur le chenal (plaine d'inondation récente) mais la construction d'une nouvelle plaine d'inondation à l'intérieur des digues (Vautier, 2000). Ce processus se développe au détriment des bancs de galets autrefois mobiles qui se sont fixés et métamorphosés en îles stables et végétalisées. Sur l'Arc, Marnezy (1999) constate que le développement végétal prend une ampleur impressionnante depuis une vingtaine d'années. Ce constat est identique sur l'Isère dans la Combe de Savoie et dans le Grésivaudan (Didier, 1991 ; 1993, 1994a, 1994b, Pautou et Girel, 1994). Les différentes étapes de la végétalisation de l'espace intra-digue ont fait l'objet de travaux approfondis par Peiry (1997) et Vautier (2000) sur l'Isère dans le Grésivaudan, entre Pontcharra et Grenoble, contrairement à la combe de Savoie ou, si le constat de la végétalisation est réel, aucune étude approfondie n'a été réalisée hormis sur le secteur de la confluence entre l'Arc et l'Isère (Didier, 1993 ; Girel *et al.*, 1997).

Dans le Grésivaudan, entre Pontcharra et Grenoble, Peiry (1997) et Vautier (2000) montrent que l'on assiste depuis 1975 environ à une végétalisation progressive des espaces terrestres intra-digues. Cette métamorphose est très marquée. Entre la fin de l'endiguement du XIX<sup>e</sup> siècle et 1996, Peiry (1997) calcule une réduction moyenne de la largeur du chenal dans l'espace intra-digue de 20 %. Les surfaces végétalisées sur ce secteur sont d'environ 110 ha sur un linéaire de 50 km (Peiry, 1997). Les formations arborescentes établies sur les îles sont les unités végétales qui se sont le plus rapidement développées. Une vitesse moyenne de 2 ha/km a ainsi été établie. Elles représentent 97 ha. Les îles à formations herbacées dominantes et les îles constituées par des communautés pionnières ont augmenté dans une moindre mesure (environ 1 ha/km) et occupent environ 13 ha en 1996. Sur ces cinquante kilomètres de cours d'eau, la surface des bancs mobiles a fortement diminué, elle ne dépasse pas 8 ha aujourd'hui.

Deux grandes étapes de colonisation végétale ont été différenciées sur ce tronçon (Peiry, 1997 ; Vautier, 2000). Dans un premier temps, la réduction significative de la largeur du chenal, suite aux endiguements, et l'enfoncement du lit lié aux extractions de gravier des années 1970 ont provoqué une contraction des écoulements. La concentration des écoulements dans un lit plus étroit que la largeur donnée aux digues au XIX<sup>e</sup> siècle est à l'origine de la mise en place d'un niveau d'inondation secondaire interne à l'espace intra-digue. Cette bande terrestre de largeur variable, de quelques mètres à quelques dizaines de mètres, domine le chenal de deux à quatre mètres. L'incision du chenal et l'exhaussement rapide ce lit majeur récent par les dépôts de débordement expliquent cette situation. Sur ces nouveaux espaces, deux types de formations arborées se sont développés. Sur les zones dominant le chenal de 1,5 à 2 mètres, une forêt de bois tendre où dominent l'aulne blanc (*Alnus incana*) et le saule blanc (*Salix alba*) s'est mise en place. Sur les niveaux topographiques les plus élevés (plus de trois mètres), une frênaie à *Quercus robur* s'est développée. Du fait, de la rapidité de l'incision et de l'abaissement de la nappe phréatique qui en a résulté, les stades de végétation se sont suivis de manière accélérée sur ces espaces. L'abaissement de la nappe phréatique, la diminution des contraintes de submersion des espaces terrestres et le voisinage de semenciers sur les digues ont favorisé ensuite la germination d'espèces à bois dur (frêne, érable...).

Dans un second temps, depuis les années 1980, on assiste à la fixation des bancs qui fonctionnaient dans le chenal pendant la période d'incision. De fait, les bancs de graviers latéraux alternés tendent à se transformer en îles. Cette biométamorphose (Piégay, 1995) constitue la deuxième vague de végétalisation. Elle a conduit à la fixation des bancs latéraux alternés, d'abord par la végétation herbacée et ensuite, depuis une dizaine d'années, par des bois tendres. Cette deuxième génération d'île est soumise à une évolution rapide. Les mesures réalisées sur certaines îles par Vautier (2000) en période de submersion montrent que l'exhaussement peut atteindre 2 à 5 cm/h. Ces îles sont généralement perchées à environ deux mètres au-dessus des lignes d'eaux d'étiage et sont séparées de la berge par un chenal plus ou moins comblé.

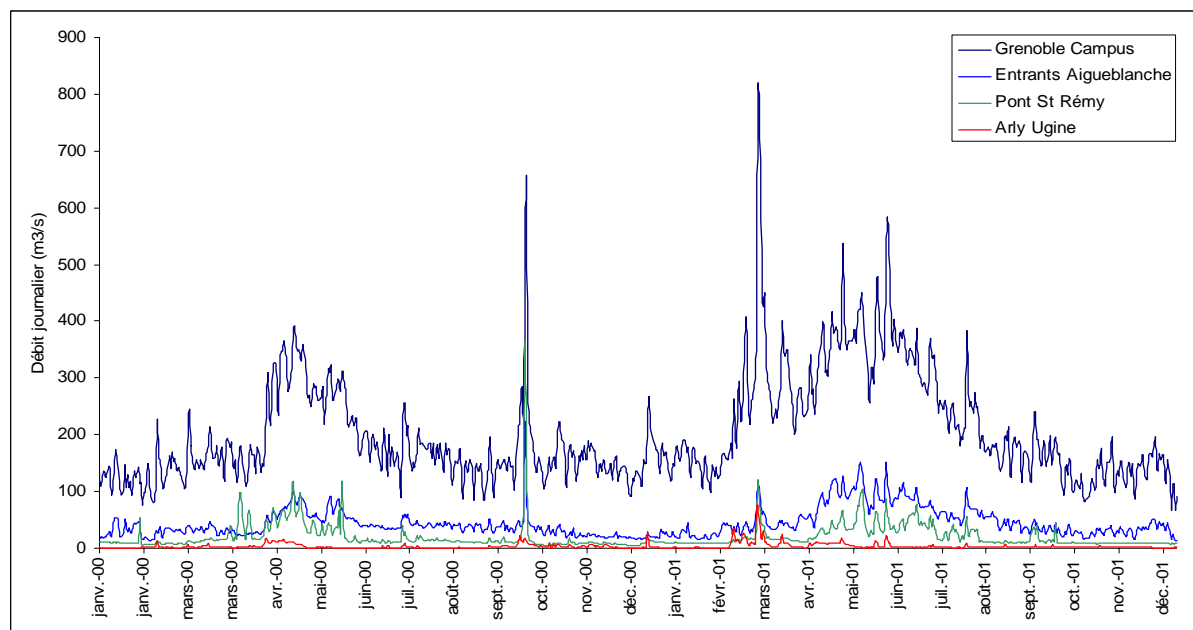
L'analyse des effets géomorphologiques d'une crue de fréquence de retour décennale survenue en novembre 1992 et en mai 1999 a révélé l'absence de processus d'érosion sur les îles (Didier, 1993 ; Peiry, 1997 ; Vautier, 2000). Les îles

du Grésivaudan sont capables de résister à un événement hydrologique supérieur à la crue décennale (Vautier, 2000). Une seule île a été érodée presque intégralement (90 % de sa surface) en 1999. Son érosion a été provoquée par la migration d'un banc médian actif sur une distance de plusieurs dizaines de mètres. Pour Vautier (2000), cet exemple illustre concrètement l'idée que la fixation et la végétalisation des bancs sont principalement causées par la forte réduction des transits de charge de fond. De même, sur l'Arc, la crue cinquantennale de septembre 1993, n'a eu qu'une incidence très limitée sur la végétation présente dans le chenal (Peiry, 1997). Du point de vue de Peiry (1997) et de Vautier (2000), le développement de la végétation alluviale dans le lit de l'Isère n'est pas un événement anecdotique. Il s'agit même, pour ces auteurs, de l'un des enjeux majeurs de la gestion des cours d'eau pour la prochaine décennie. En effet, ce développement de la végétation alluviale dans les lits fluviaux endigués pose de nouveaux problèmes aux gestionnaires, comme l'élévation des lignes d'eau de crue du fait de l'augmentation de la rugosité du lit pouvant favoriser des débordements comme cela a été le cas sur l'Isère entre Albertville et Montmélian lors de la crue de l'Arly en janvier 2004. Sur l'Isère dans le Grésivaudan, Allain-Jegou (2002) démontre que la végétation a une influence certaine sur le rehaussement de la ligne d'eau et sur le stockage des matériaux fins dans les sections végétalisées. Elle préconise un essartage de la végétation présente sur les îles qui permettrait de gagner 20 cm sur une crue décennale au droit des îles essartées. Dans tous les cas, le développement de la végétation alluviale dans les lits fluviaux endigués accentue le risque d'une augmentation de la production et de l'abondance de bois morts en cas de crue et de création d'embâcles au niveau des ponts et des ouvrages comme cela a été observé lors de la crue du Drac d'octobre 1993 (Peiry, 1997) et évoqué dans les travaux de Vautier (2000) et Allain-Jegou (2002).



## 3.2) Hydrologie de l'Isère, de l'Arc et de l'Arly entre 2000 et 2004

### 3.2.1) Contexte hydrologique de l'Isère, l'Arly et l'Arc en 2000-2001 avant le démarrage de l'étude



**Figure 1 :** Hydrogramme des débits de l'Isère à l'entrée du barrage d'Aigueblanche et à la station de Grenoble Campus, de l'Arly à UGINE et de l'Arc à Saint-Remy-de-Maurienne entre le 1<sup>er</sup> janvier 2000 et le 31 décembre 2001 (Données fournies par EDF Energie Alpes en 2002).

Les deux années hydrologiques précédant le commencement de la thèse se caractérisent par une activité hydrologique marquée essentiellement par trois événements :

- le premier événement a eu lieu entre le 23 avril et le 23 mai 2000. Il correspond à un événement hydrologique d'une fréquence de retour d'un an avec un débit journalier maximum atteint à la station de Grenoble Campus de 393 m<sup>3</sup>/s. Des déversés du barrage d'Aigueblanche ont eu lieu entre le 10 mai et le 19 mai. Le débit journalier maximum déversé est de 23,5 m<sup>3</sup>/s le 10 mai. Le débit journalier maximum atteint par l'Arc à Saint-Rémy-de-Maurienne et de l'Arly à UGINE durant la période sont respectivement de 117,47 m<sup>3</sup>/s le 11 mai (fréquence de retour supérieure à cinq ans) et 15,3 m<sup>3</sup>/s le 4 mai pour l'Arly (inférieure à la crue annuelle).

- le deuxième événement a eu lieu entre le 14 et le 19 octobre 2000. Une perturbation venant de la Méditerranée a touché toute l'épine frontalière des Alpes (crue catastrophique dans le val d'Aoste) et particulièrement l'ensemble de la vallée de la Maurienne et la Haute Tarentaise. Des précipitations très importantes (mais nous ne possédons pas la donnée) et une brusque remontée de l'isotherme, induisant une fonte de neige marquée au-dessous de 3000 m d'altitude, ont accru significativement le débit de l'Arc et de la Haute Isère. Sur l'Arc, à Braman, le débit journalier est de  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  le 13 octobre, il est de  $295 \text{ m}^3/\text{s}$  le 15 octobre (soit une fréquence de retour supérieure à 50 ans). Toujours sur l'Arc, à Saint-Rémy-de-Maurienne, le débit journalier est de  $36,7 \text{ m}^3/\text{s}$  le 13 octobre, il est  $362,84 \text{ m}^3/\text{s}$  le 15 octobre (soit une fréquence de retour supérieure à dix ans). La valeur du débit journalier entrant dans le barrage d'Aigueblanche sur la Haute Isère est de  $222,14 \text{ m}^3/\text{s}$  le 15 octobre (il est de  $40,45 \text{ m}^3/\text{s}$  le 13 octobre), soit une fréquence de retour supérieur à cinq ans. Au cours de cet événement, l'Arly à Ugine atteint un débit journalier de  $21,5 \text{ m}^3/\text{s}$  (fréquence de retour annuelle). Le débit journalier maximum atteint à la station Grenoble Campus est de  $651 \text{ m}^3/\text{s}$  le 16 octobre (soit une fréquence de retour entre deux et cinq ans). Il était de  $222,32 \text{ m}^3/\text{s}$  le 13 octobre.
- Le troisième événement a eu lieu entre le 20 mars et le 27 mars 2001. De fortes précipitations et la fusion nivale (isotherme  $0^\circ$  à 2500 m) ont combiné leurs effets. L'Arly à Ugine atteint un débit maximum journalier de  $76,8 \text{ m}^3/\text{s}$  le 22 mars (fréquence de retour supérieur à cinq ans). Le débit maximum journalier de l'Arc à Saint-Rémy de Maurienne est de  $119 \text{ m}^3/\text{s}$  (fréquence de retour supérieure à cinq ans). Le débit maximum journalier de la Haute Isère à l'entrée du barrage d'Aigueblanche est de  $118 \text{ m}^3/\text{s}$  (fréquence de retour entre deux et cinq ans). Le débit journalier atteint à la station de Grenoble Campus est de  $814 \text{ m}^3/\text{s}$  (fréquence de retour supérieure à cinq ans).

En mai 2001, l'Arc connaît à nouveau de hautes eaux. Entre le 29 mai et le 2 juin 2001, le débit journalier de l'Arc atteint  $103 \text{ m}^3/\text{s}$  à Saint-Rémy de Maurienne (fréquence de retour entre deux et cinq ans). Enfin, au cours du mois de juin 2000, des manœuvres d'entretien ont eu lieu sur l'Arc (source EDF, GEH Maurienne).

### 3.2.2) Contexte hydrologique durant l'étude (2002 – 2004)

#### *3.2.2.1) Entre 2001 et 2004*

Les débits journaliers utilisés pour ce travail ont été fournis par la Direction Technique et Générale d'Électricité de France, section géographique Énergie Alpes. Nous ne disposons pas des débits pour les années 2002 à 2004. Ceux-ci sont en cours de validation et ne seront disponibles publiquement qu'à l'automne 2005. Concernant spécifiquement l'année 2002, nous ne possédons pas de données sur l'ensemble des stations et sur l'ensemble de l'année.

Seules nos observations et nos contacts réguliers avec les barragistes en 2002 et 2003 (notamment ceux de Randens, d'Ugine, d'Aigueblanche et de Saint-Egrève) nous permettent d'affirmer qu'au cours de ces deux années, les cours d'eau étudiés n'ont pas connu de crues significatives à l'exception de l'événement de janvier 2004. L'Arc, en juin 2003, a vu également son débit atteindre  $106 \text{ m}^3/\text{s}$  lors d'une chasse annuelle.

#### *3.2.2.2) La crue de l'Arly du 13 janvier 2004*

Cette description de l'événement de crue survenu sur l'Arly entre le 14 et le 18 janvier 2004 est issue d'une note rédigée par la DDAF de Savoie. Les données hydrologiques qu'elle comporte n'ont pas été validées mais permettent une approche réaliste de l'épisode de crue à l'échelle de l'Arly, de l'Arc et de l'Isère.

Les 13 et 14 janvier 2004, suite à des précipitations importantes et à une fonte accentuée du fait de l'élévation de l'isotherme  $0^\circ$ , une crue majeure a eu lieu sur l'Arly (Photographie 6).



**Photographie 6 :** L'Arly dans Ugine au pont des Acières le 14 janvier 2004 (a, DDAF 73), au en février 2004 (b, B. Moulin).

Avec un débit de pointe de  $240 \text{ m}^3/\text{s}$  à Ugine, cette crue constitue la plus forte crue connue de l'Arly depuis 50 ans avec celle d'août 1968 évaluée à  $180 \text{ m}^3/\text{s}$ . Sa période de retour serait de 30 ans d'après les ajustements statistiques actuels de la DIREN et M. Vervandier (EDF). L'autre caractéristique de cette crue est sa durée relativement longue, puisque le débit était encore très soutenu vingt-quatre heures après la pointe.



**Photographie 7 :** L'Isère au pont de Gresy (a, Moulin) en mai 2001, (b, DDAF 73) le 13 janvier 2004, (c, B. Moulin) en mai 2004.

L'Isère à Montmélian a atteint  $630 \text{ m}^3/\text{s}$ , soit une crue de période de retour 10 ans (Photographie 7). En revanche, l'Isère à l'amont de la confluence avec Albertville n'était pas en crue. Le barrage d'Aigueblanche a réalisé un déversé de  $35 \text{ m}^3/\text{s}$  durant les deux jours. L'origine géographique de la crue est le bassin versant de l'Arly, uniquement. L'Arc n'a pas été affecté par cet événement de crue, le débit de l'Arc correspond au débit turbiné à la Bathie, soit environ  $100 \text{ m}^3/\text{s}$ . Le débit journalier au barrage de Saint-Egrève a atteint  $959 \text{ m}^3/\text{s}$  le 14 janvier. Le barrage s'est effacé pendant 3 jours et aucune extraction n'a été réalisée.

## **4) PRINCIPAUX OUTILS ET METHODES D'ANALYSE ET DE MESURE UTILISES**

Ce dernier point introductif présente, succinctement, les principaux outils et méthodes utilisés tout le long de ce travail. Seules les méthodes liées à la segmentation dynamique et à la dendrologie, au sens large, ne sont pas développées ici. Elles feront l'objet d'une présentation complète dans le contexte spécifique de leur utilisation au cours de ce travail.

### **4.1) Le Système de Position Global (GPS)**

Toutes les mesures de terrain réalisées au cours de cette étude sont spatialisées. Les bois morts (troncs, embâcles) présents le long du linéaire des cours d'eau, les différents relevés réalisés sur la ripisylve, ont été localisés à l'aide d'un GPS Garmin 12 XL. Cet outil de radionavigation par satellites fourni actuellement par le Département de la défense des États-unis, est aujourd'hui indispensable en Géographie. En effet, d'une mise en œuvre et d'une utilisation simple, il permet la constitution rapide de bases de données spatialisées. La précision spatiale des relevés réalisés avec ce système de positionnement global (GPS) varie entre 10 et 20 mètres (données constructeur). Nous n'avons pas utilisé de GPS différentiel. Si la précision spatiale de ce type de matériel est de l'ordre du millimètre dans de bonnes conditions topographiques et matérielles (PDOP et VDOP), cela n'était pas nécessaire dans le cadre de notre étude, compte tenu des distances qui existaient entre les points d'observations, et des restitutions effectuées à des échelles de plusieurs dizaines de kilomètre. Par ailleurs, nous devons disposer d'un outil léger et flexible à utiliser dans un contexte de submersions possibles.

### **4.2) La Télédétection**

Certains paramètres nécessaires à la compréhension de la variabilité spatiale et temporelle du bois mort ont été mesurés à l'aide des méthodes issues de la télédétection. La télédétection est l'ensemble des connaissances et techniques

utilisées pour déterminer, par des mesures physiques à distance, les caractéristiques physiques et biologiques d'objets situés à la surface de la terre.

Cet outil, dont la mise en œuvre est souvent complexe et fait appel à une technologie sophistiquée, nous a permis de réaliser la cartographie de l'espace intradigue de l'Arly et de l'Arc, à partir du traitement automatique de la signature spectrale des objets présents sur l'image panchromatique, d'une résolution spatiale de 2,5 mètres, issue du satellite Spot 5. Cette image a été commandée dans le cadre des accords de collaboration entre le Centre national de la recherche scientifique (CNRS) et le Centre national d'études spatiales (CNES).

### **4.3) Le SIG**

L'étude de la variabilité spatiale et temporelle du bois mort dans le réseau hydrographique de l'Isère à l'amont de Grenoble a nécessité, comme toute démarche systémique en géographie, et particulièrement en géomorphologie fluviale, la mise en place d'un système d'information géographique (SIG). Un SIG regroupe des outils et des méthodes informatiques de gestion, d'interrogation, d'analyse, de modélisation et de restitution de l'information spatialisée. Un SIG est, en quelque sorte, issu du « mariage » de la cartographie traditionnelle portée sur ordinateur avec des bases de données d'une part, l'analyse d'image d'autre part.

Le SIG « bois mort » intègre l'ensemble des structures, des méthodes, des outils et des données constitué pour rendre compte et connaître le phénomène « bois mort » localisé dans un espace spécifique, l'Isère à l'amont de Grenoble, afin de faciliter les décisions à prendre dans cet espace en terme de gestion. Ce SIG n'est pas un ensemble d'outils logiciels, ni un système informatique mais un système d'information constitué pour répondre à des besoins précis et qui détermine une modélisation finalisée du monde réel. Il peut être considéré comme la mémoire de l'étude, dans le sens où il constitue un système pérenne du travail réalisé, des méthodes employées, des analyses spatiales effectuées, dans un temps et un espace donné.

D'un point de vue pratique, les conventions sur la structure informatique de l'ensemble des données géographiques présentes dans le SIG sont conformes à celle utilisées dans la BD Carthage de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse. En outre, toutes les tables existantes comportent une colonne indiquant l'origine de l'information selon qu'il s'agit, par exemple, de données issues de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, de la DIREN, d'EDF ou du CNRS. En effet, les différents organismes financeurs ont mis à notre disposition l'information géographique dont ils disposaient (BD Carthage, fond de carte IGN, photographies aériennes...).

#### **4.4) Les outils statistiques**

La démarche statistique employée relève essentiellement de la recherche empirique corrélationnelle, dont la fonction est de rechercher et de mesurer les relations existant entre des variables et/ou d'identifier, à l'intérieur d'un espace donné, des groupes homogènes. Les traitements statistiques ont été réalisés à l'aide des logiciels Statview (version 4.5), ADE (Thioulouse *et al.*, 1997) et Xlstat (version 7.1). Plusieurs techniques ont été appliquées en fonction du type et du nombre de variables disponibles.

##### **4.4.1) Statistique descriptive**

L'exploitation statistique traditionnelle s'intéresse à la description d'un caractère, qu'il soit quantitatif ou qualitatif. Cette approche analytique, fondamentale, repose sur la recherche de quelques valeurs remarquables, centrales (moyenne, médiane, mode) ou de dispersion (écart-type, quantile...). Cette démarche préliminaire permet de bien connaître la population étudiée avant de rechercher de quelconques liaisons statistiques. L'étude comparée de ces variables de synthèse, d'un site de prélèvement à l'autre, d'une rivière à l'autre, est également bien utile.

##### **4.4.2) Recherche de relation entre caractères**

L'objectif de ces approches est de mettre en évidence la dépendance, la liaison statistique qui existe entre deux ou plusieurs caractères quantitatifs ou

qualitatifs et d'en calculer l'intensité. Lorsqu'ils concernent deux variables quantitatives, les traitements se sont effectués sous forme d'analyses de régression simple qui permettent de mesurer et de modéliser la liaison statistique entre une variable dépendante (à expliquer) et une variable indépendante (explicative). La qualité de la relation est renseignée par le coefficient de détermination ( $R^2$ ) qui représente la part de la variabilité expliquée par le modèle. La fiabilité de la relation, à savoir la probabilité de trouver une relation similaire si l'analyse était conduite sur d'autres échantillons de la même population, se mesure à l'aide du test F de Fisher et de la probabilité p, qualifiée également de niveau de significativité statistique. Le niveau p représente la probabilité d'erreur qui est liée à l'acceptation d'un résultat observé comme valide, c'est-à-dire comme représentatif de la population. Dans de nombreux secteurs de recherche, un niveau p de 0,05 est souvent considéré comme une limite acceptable d'erreur (ce niveau indique qu'il existe une probabilité de 5 % pour que la relation entre les variables trouvées dans l'échantillon soit due au hasard). Lorsque ces caractères sont qualitatifs, l'analyse repose sur un tableau de contingence. La situation observée est comparée à la situation théorique que présenterait le tableau si les deux caractères ou plus étaient indépendants. Le test d'indépendance est calculé selon la métrique du Chi-2.

Plusieurs tests statistiques de comparaison des moyennes ont été appliqués afin de détecter des différences significatives entre des stations de mesures classées en fonction de variables qualitatives, ou entre des variables mesurées à différentes dates et différents lieux. Le choix du test statistique approprié se fait en fonction de trois critères : (1) l'indépendance entre les groupes à comparer, (2) le nombre de groupes considérés et (3) la forme de la distribution des variables prises en compte. Parmi ces différents tests, nous avons utilisé : l'analyse de variance (ANOVA), le test de Mann Whitney, le test de Kruskal-Wallis, le test de corrélation des rangs de Spearman.

#### 4.4.3) Les analyses multivariées

Il a été parfois nécessaire de mettre en application des procédures statistiques capables de traiter d'un seul tenant un nombre important de variables, de façon à déterminer quels sont les facteurs les plus déterminants ou les plus caractéristiques



pour expliquer telle ou telle variable ou pour identifier tel ou tel secteur ou population. Ces procédures sont qualifiées d'analyses multivariées. Ces analyses comprennent différentes techniques permettant de traiter simultanément un ensemble de variables, l'objectif étant de rendre intelligible une information multivariée dont la structure n'est pas immédiatement décelable. Le traitement permet, sur la base de variables quantitatives ou qualitatives, de résumer une information initiale en tableaux successifs simplifiés. L'information est décomposée en facteurs hiérarchisés contenant un part décroissante de l'information de départ. La statistique multidimensionnelle substitue aux valeurs observées, des valeurs prédites de structure plus simple.

Le choix de la technique utilisée dépend de la nature des variables et de leur hétérogénéité. L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est approprié à l'étude de caractères quantitatifs alors que l'Analyse des Correspondances Multiples (ACM) correspond plutôt à des variables qualitatives. Il a été parfois nécessaire de différencier objectivement les caractéristiques quantitatives de groupes prédéfinis. L'analyse discriminante convient parfaitement à ce type de problème ; elle s'apparente à une ACP dans laquelle l'appartenance des individus à des groupes préalablement définis est intégrée dans les calculs statistiques. Elle permet d'obtenir une fonction discriminante à partir de laquelle il est possible de déterminer, pour chaque individu, la probabilité d'appartenance à tel ou tel groupe.

#### **4.5) Détermination de l'essence des bois morts**

La détermination de l'essence des arbres vivants sur pied est simple. En revanche, dans le cas du bois mort, l'identification de l'essence est complexe, du fait de l'absence de feuilles, d'écorce et généralement de la dégradation du bois lors de son transport dans le cours d'eau. La seule méthode possible est l'étude des caractères macroscopiques du bois produit par les arbres. Nous avons utilisé cette méthode, qui a fait l'objet d'un travail de maîtrise ayant permis l'élaboration d'une clé d'identification des principales essences de bois morts présentes dans l'Isère (Alexandrova E.Y., 2001). Les notions liées à l'anatomie du bois, aux caractéristiques du plan ligneux des essences et la clé d'identification utilisée pour ce

travail ne seront pas développées. Ces informations sont accessibles sur le site Internet <http://katbertm.free.fr>



# **PARTIE I**

## **SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE**



## **PREAMBULE**

En France, les études sur la dynamique du bois mort dans les cours d'eau sont récentes (Piégay, 1995 ; Citterio, 1996 ; Moulin, 1999 ; Dufour, 2000 ; Moulin et Piégay, 2004). Actuellement, aucune synthèse des principaux travaux et connaissances acquises à l'échelle internationale sur le bois mort dans les cours d'eau n'est disponible en langue française.

Or, le bois mort, récemment reconnu comme un élément clé du fonctionnement écologique des cours d'eau en Europe et dans le monde (Maridet, 1994 ; Thevenet, 1995, 1998 ; Boyer, 1998 ; Albert 1998 ; Gregory *et al.*, 2003), n'est pas encore perçu comme tel par les gestionnaires et les riverains français qui le considèrent, à tort ou à raison, comme une source de risque en matière d'inondation, d'érosion, voire même comme un signe d'une mauvaise qualité de la gestion des cours d'eau.

Dans ce contexte, nous avons souhaité réaliser une synthèse bibliographique exhaustive. Cette synthèse s'organise en trois points structurant les principaux axes de recherches internationaux sur le bois mort dans les cours d'eau. Le premier point traite de la dynamique du bois mort dans les cours d'eau ; les paramètres contrôlant l'abondance, la production, le stockage et la distribution des bois morts dans les cours d'eau sont présentés. Dans le deuxième point, on aborde l'influence du bois mort présent dans les cours d'eau sur les formes fluviales et les communautés vivantes. Enfin, le troisième point présente les principaux risques et nuisances du bois mort sur les activités humaines et les principales méthodes de gestion mises en place.



## **1) LA DYNAMIQUE DU BOIS MORT DANS LE SYSTEME FLUVIAL**

### **1.1) Abondance du bois mort dans les cours d'eau**

Les quantités de bois mort disponibles dans le cours d'eau sont très variables d'un système fluvial à l'autre. Elles varient principalement en fonction des paramètres suivants :

#### **1.1.1) Composition et âge des forêts riveraines**

La composition des forêts alluviales, et plus particulièrement des boisements de berges, est une variable clé des quantités de bois stockées dans les cours d'eau relativement peu perturbés (Gurnell, 2003). Selon les espèces dominantes, il peut exister de grandes différences en termes de taille, de croissance, de mortalité et de vitesse de décomposition entre les arbres constituant la ripisylve (Gregory *et al.*, 2003). La densité des peuplements est également à considérer car elle influence les taux de recrutement des arbres riverains (Montgomery *et al.*, 2003).

Harmon *et al.* (1986) ont montré, à travers l'analyse de différents travaux réalisés dans le nord des États-unis, que les quantités de bois mort produites et stockées variaient fortement en fonction des essences dominantes de la forêt. En comparant les valeurs de biomasse stockée dans les cours d'eau, ils ont montré de nettes différences entre les forêts de séquoia ( $> 1000 \text{ m}^3/\text{ha}$ ), de conifères ( $200\text{-}1000 \text{ m}^3/\text{ha}$ ) et de feuillus ( $< 200 \text{ m}^3/\text{ha}$ ). La compilation des données des auteurs précédents a été complétée avec 18 références supplémentaires par Gurnell (2003). Elle montre à son tour que les volumes de bois stockés dans les cours d'eau peuvent être mis en relation avec le type de forêt. Sur 152 tronçons de cours d'eau, Gurnell (2003) conclut que les plus grands volumes de bois mort sont observés dans les forêts de séquoia, viennent ensuite les forêts de conifères (autres que les séquoias), suivies par les forêts de feuillus et enfin par les forêts caractéristiques des milieux pionniers (aulne, saule, peuplier...).

En général, les forêts de feuillus produisent donc moins de bois mort que les forêts de conifères. D'une part, elles produisent des bois morts de petite taille,



d'autre part la présence d'un humus développé spécifique, leur localisation dans des « zones » climatiques plus humides rendent la décomposition organique plus rapide.

L'âge du peuplement doit être pris en compte car il contrôle la taille des bois morts produits (Gurnell, 2003). Cet auteur a montré que les peuplements de plus de 200 ans produisent plus de bois mort que les peuplements récents. Tous les modèles de croissance des forêts alluviales indiquent que les taux maximum de production et de stockage du bois mort sont atteints 150 à 200 ans après la mise en place ou la régénération des boisements, selon l'espèce dominante (Rainville, 1986 ; Bragg et Kershner, 1997 ; Beechie *et al.*, 2000 ; Bragg, 2000 ; Meleason *et al.*, 2002 ; d'après Gregory *et al.*, 2003). Le premier modèle appliqué au bois mort (Rainville, 1986 ; d'après Gregory *et al.*, 2003) a montré par ailleurs qu'il existe un décalage de 30 à 40 ans entre le seuil maximum de mortalité des arbres et les volumes maximaux stockés dans le chenal. La disponibilité des bois morts dépend donc de l'âge des arbres en place (Spies *et al.*, 1988). Plusieurs auteurs montrent qu'on observe de plus grandes quantités de bois mort dans les cours d'eau traversant de vieilles forêts (oldgrowth forests) composées d'arbres matures et encore assujetties à un environnement primaire (Triska et Cromack, 1980 ; Evans *et al.*, 1993). Dans certaines vieilles forêts du nord-ouest des Etats-Unis, la masse totale de bois mort peut notamment atteindre des valeurs comprises entre 1800 et 2300 T/ha/an (Harmon *et al.*, 1986).

Enfin, certains processus naturels épisodiques (feu de forêt, tempête, épidémie...) auxquels sont assujetties les forêts contrôlent également la quantité de bois mort introduite dans le chenal dans la mesure où ils agissent sur l'âge des peuplements.

### 1.1.2) Evènement hydrologique

L'analyse des volumes de bois extraits au niveau du barrage de Génissiat a montré que les entrées de bois dans la partie amont du Rhône sont de 0,8 T/km<sup>2</sup> en moyenne pour chaque évènement de crue, mais peuvent atteindre 6 T/km<sup>2</sup> lors d'une crue de récurrence supérieure à Q5 (Moulin et Piégay, 2004). Nous avons ainsi montré ainsi que les quantités de bois mort augmentent généralement avec

l'intensité des crues. Mais pour deux crues successives de même intensité, la seconde apporte moins de matériel que la première. Nous mettons ainsi en évidence un temps de préparation nécessaire à la production de bois mort mobilisable dans le système fluvial. La chronologie des événements de crue joue donc un rôle important.

Les fortes crues peuvent aussi réduire la stabilité des bois morts et préparer leur transport pour la crue suivante. Les pièces de bois individuelles ainsi que les embâcles peuvent être à la fois déstabilisés et fragilisés par l'abrasion consécutive à une crue critique, ce qui diminue leur résistance aux écoulements et augmente les volumes produits par la crue suivante (Piégay, 2003). Certains débris peuvent encore être redistribués sur une zone moins protégée, et notamment migrer hors de la plaine d'inondation pour être déposés pendant la décrue à la surface d'un banc de galets où une crue modérée pourra les emporter (Piégay, 2003).

La saisonnalité des événements hydrologiques est également importante. Durant la période de croissance des arbres, les inondations peuvent recruter les petits individus de la plaine d'inondation, ce qui pourrait expliquer l'abondance des petites accumulations de bois après les crues d'été (Piégay, 2003). Bien que la majorité des apports de bois soit liée à un événement de crue, les périodes de basses eaux peuvent aussi apporter des quantités de bois mort non négligeables (Piégay, 2003).

Le rôle prépondérant de certains événements de crue se traduit souvent par la présence dans les stocks de bois mort de « cohortes de bois », c'est-à-dire de quelques générations d'arbres résultant de l'introduction simultanée d'un grand nombre d'individus. Sur la rivière Asusa, au Japon, les accumulations de bois déposées sur les bancs de galets sont dominées par deux types de bois morts : certains sont dans un état de décomposition avancé, ce qui tend à montrer que leur dépôt est relativement ancien, alors que les autres sont en meilleur état. Dans le cas de ce cours d'eau, il semble donc que les dépôts observés soient issus de deux événements de crue distincts. Le long des berges de la Loire, Piégay (2003) a observé que les fragments de bois observés à un instant donné présentent un état de décomposition homogène et avancé, prouvant qu'une seule crue était à l'origine de leur introduction dans le cours d'eau.

### 1.1.3) Caractéristiques géomorphologiques du cours d'eau

Sur 11 tronçons de la rivière Sabie, en Afrique du Sud, Pettit et al. (2004) mettent en relation le volume et la fréquence des accumulations de bois avec le style géomorphologique du chenal. Les cours d'eau à chenal unique présentent une densité d'embâcles (44/ha) bien plus faible que les cours d'eau en tresses (55/ha) ou anastomosés (67/ha).

En France, Citterio (1996) a comparé l'Ain, rivière à méandres, à la Drôme, rivière en tresses. Elle a observé que l'Ain produit plus de bois mort (40 T/km/an) que la Drôme (12 T/km/an). La variabilité des volumes observés d'un cours d'eau à l'autre peut s'expliquer par l'efficacité de piégeage qui diffère selon le style fluvial du cours d'eau (Piégay, 2003). Sur la Drôme, les stocks de bois correspondent à 1,3 à 3,1 fois la production annuelle de bois, mais la plupart des débris sont stockés sur les bancs (Piégay *et al.*, 1999). De fait, les quantités présentes dans le lit mouillé ne représentent plus que 0,12 à 0,32 fois les quantités produites annuellement (Piégay *et al.*, 1999). Sur l'Ain, les accumulations de bois sont encore moins importantes par rapport aux volumes de bois introduits par érosion de berges. Piégay et al. (1998) concluent que les dépôts de bois le long des berges concaves de méandres ne sont pas des processus cumulatifs mais que la majorité des stocks de bois provient des introductions annuelles. Dans les bassins versants de montagne et de piedmont, les quantités stockées dans le cours d'eau sont ainsi généralement faibles par rapport aux quantités annuellement introduites (Piégay, 2003).

### 1.1.4) Taille du cours d'eau

Les volumes de bois mort rapportés par unité de surface (Tableau 4) sont d'autant plus faibles que le rang du cours d'eau augmente (Bilby, 1984), quelque soit la nature de la forêt alluviale (Bilby et Ward, 1991). En Angleterre, Gurnell et Linstead (1999) ont estimé la masse moyenne de bois mort à 100 T/ha sur des cours d'eau de têtes de bassin (ordre 1). Keller et MacDonald (1995) rapportent également une valeur maximale de 2500 T/ha sur des petits cours d'eau non entretenus de Californie. Sur des rivières d'ordre 3 et 4 bordées d'une ripisylve en place depuis 70 ans, dans les Appalaches, Hedman et al. (1996) rapportent que les quantités varient

entre 45 et 130 T/ha. Enfin, en France, Piégay et al. (1998) enregistrent sur l'Ain (rang 6) des valeurs comprises entre 16 et 19 T/ha.

Ordre	Superficie du bassin versant (km <sup>2</sup> )	Biomasse stockée (en T/ha)	Cours d'eau/région	Source
1	-	100	Angleterre	Gurnell et Linstead, 1999
1 à 2	-	15 à 582	Alaska	Bryant, 1983
2 à 4	0,7 à 27,2	125 à 2180 *	Redwood Creek, Californie	Keller et MacDonald, 1995
1 à 3	2,4 à 29,1	46 à 127 *	Colorado, États-Unis	Richmond et Faush, 1995
-	9,3 à 32,7	140 à 325	Washington, États-Unis	Lisle, 1995
3 à 4	-	45 à 130	Appalaches, États-Unis	Hedman <i>et al.</i> , 1996
-	927	260 à 540 *	SFO River, Canada	Wallace et Benke, 1984
6	1024	6	Mc Kenzie River, États-Unis	Keller et Swanson, 1979
-	1620	8 à 32	Drôme, France	Piégay <i>et al.</i> , 1999
-	2500	1 à 6	Tagliamento, Italie	Gurnell <i>et al.</i> , 2000
-	2500	43 à 121	Tagliamento, Italie	Van der Nat <i>et al.</i> , 2003
-	3540	86 *	Thompson River, Australie	Gippel <i>et al.</i> , 1996a
6	3630	16 à 19	Rivière d'Ain, France	Piégay <i>et al.</i> , 1998

\* sur la base d'une densité de bois de 0,5 T/m<sup>3</sup>

**Tableau 4:** Variabilité des stocks de bois mort selon les cours d'eau et les aires géographiques (- : non renseigné)

Quelques grands cours d'eau, et particulièrement les cours d'eau de plaine, présentent cependant des masses de bois importantes : 260 à 540 T/ha dans la South Fork Obion River (Shields et Smith, 1992), 90 à 110 T/ha dans les rivières Ogeechee (Wallace et Benke, 1984) et Thompson (Gippel *et al.*, 1996a), dont les surfaces drainées correspondent respectivement à 927, 3500 et 7000 km<sup>2</sup>. A l'inverse, les cours d'eau de piedmont présentent généralement des quantités faibles si l'on ne considère que les bois morts déposés dans le lit mineur : 6 T/ha dans la rivière McKenzie pourtant bordée d'une vieille forêt (Keller et Swanson, 1979), 1,6 et 4,3 T/ha sur la Drôme (Piégay *et al.*, 1999), 1 à 6 T/ha sur la rivière Tagliamento en Italie (Gurnell *et al.*, 2000), dont les superficies de bassin versant sont respectivement de 1024, 1620 et 2500 km<sup>2</sup>.

La fréquence des accumulations de bois varie également selon la position du tronçon de cours d'eau considéré dans le réseau hydrographique (Montgomery *et al.*, 2003). Dans les petits cours d'eau, des fréquences de 400 accumulation/km ont été mesurées (Bilby et Lickens, 1980 ; Gregory *et al.*, 1993). Heede (1981) rapporte également une distance moyenne de 2,8 m entre les accumulations dans un petit cours d'eau de montagne à l'ouest des États-unis. La fréquence des accumulations de bois diminue généralement avec la taille du cours d'eau (Bilby, 1984) mais leurs volumes ont tendance à augmenter (Montgomery *et al.*, 2003).

L'abondance du bois mort varie donc longitudinalement, reflétant les changements au niveau de l'abrasion et de la décomposition biologique des débris ligneux ainsi que des volumes de bois introduits entre les tronçons amont et les tronçons aval (Piégay, 2003). Comme pour les sédiments, on observe une diminution de la taille des bois morts de l'amont vers l'aval du fait de leur fragmentation progressive durant le transport (Bilby et Ward, 1989, 1991). Dans les cours d'eau de montagne, la pente et les blocs de pierre obstruant des chenaux de faible largeur contribuent à réduire de manière significative la taille des pièces de bois flottés. Ces systèmes fournissent donc principalement des bois morts de petite taille aux tronçons en aval. La comparaison des bois morts déposés dans l'Ubaye, cours d'eau de montagne, et la Drôme, rivière de piedmont, le confirme : le premier se distingue par une proportion bien plus forte de fragments de bois ne présentant ni branches, ni écorces, ni racines (Piégay, 2003). Selon le *River Continuum Concept* (Vannote *et al.*, 1980), la nature de la matière organique d'amont en aval serait également le résultat de l'accélération de la décomposition biologique du bois mort. En effet, une forte contribution des invertébrés à la désintégration des bois morts en fines particules est constatée dans les tronçons amont.

#### 1.1.5) Perturbations anthropiques

Les modèles de croissance des forêts alluviales ont montré que toutes les pratiques qui contribuaient à diminuer l'âge des peuplements menaient à terme à une diminution du volume et du nombre de bois mort (Grégory *et al.*, 2003). La taille et l'abondance des bois morts sont généralement plus grandes dans les cours d'eau

non perturbés que dans les cours d'eau perturbés par des aménagements (Richmond et Faush, 1995).

**L'implantation des activités humaines** réduit la surface des peuplements sylvicoles et donc l'abondance de bois mort disponible (Elosegi et Johnson, 2003). Dans beaucoup de régions, le développement du bassin versant est également associé à des cours d'eau incisés et canalisés (Shields *et al.*, 1998 ; d'après Elosegi et Johnson, 2003), ce qui tend à limiter les débordements dans la plaine d'inondation et les érosions de berges et donc finalement le taux de recrutement des bois morts (Elosegi et Johnson, 2003). Dans les cas extrêmes, les rivières sont endiguées et totalement déconnectées de leur plaine d'inondation (Gurnell, 2003). Collins *et al.* (2002 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003) observent que les quantités de bois mort sur les rivières Snohomish et Snoqualmie (Washington, Etats-Unis), dont les plaines d'inondation sont déconnectées par des digues et dont la forêt est entretenue, sont plus faibles que dans les rivières peu ou pas entretenues comme la rivière Nisqually. Enfin, le développement des activités agricoles et urbaines augmente significativement la teneur des eaux en nutriments, ce qui accélérerait la décomposition du bois mort (Diez *et al.*, 2002 ; d'après Elosegi et Johnson, 2003).

**Les pratiques d'entretien** de la végétation riveraine ont une forte influence sur l'abondance des bois morts : à court terme, les déboisements, les abattages sélectifs et certaines pratiques sylvicoles peuvent contribuer à diminuer la taille des individus constituant les boisements de berges (Gurnell, 2003) ; à long terme, ces pratiques peuvent conduire à des changements plus radicaux dans la composition des espèces et dans la structure d'âge du peuplement (Gurnell, 2003), ce qui modifie à la fois la taille, la quantité et la résistance à la décomposition des futurs bois morts. Des siècles d'entretien ont ainsi diminué l'abondance et la taille du bois et donc son rôle dans les cours d'eau des pays développés (Hering *et al.*, 2000 ; d'après Elosegi et Johnson, 2003). Les bassins versants dont la ripisylve a été déboisée, présentent généralement des fréquences d'embâcles trois à dix fois plus faibles que les bassins versants relativement peu perturbés (Hedin *et al.*, 1988 ; Gregory *et al.*, 1993).

**La gestion des cours d'eau** s'accompagne de modifications au niveau du chenal et d'une régulation hydrologique qui changent les conditions de mobilité des bois morts. Les travaux de rectification de cours d'eau, qui ont généralement pour but de faciliter le transfert des écoulements, entraînent notamment une réduction, voire la disparition, des structures de rétention géomorphologiques et végétales. Ceci

favorise le transfert du bois mort dans le réseau hydrographique et diminue la charge en bois du cours d'eau (Gurnell, 2003). Dans certains cas, les accumulations de bois sont régulièrement enlevées pour garantir le bon écoulement et la navigabilité du cours d'eau. Enfin, la régulation des débits, et notamment l'atténuation des pics de crue modifie directement la capacité du cours d'eau à mobiliser et à transporter les bois morts (Gurnell, 2003). Elle peut même parfois contribuer à la stabilité des embâcles.

Pour conclure, Elozegi et Johnson (2003) ont défini les bassins versants développés comme ceux dont l'occupation du sol est dominée par les activités humaines telles que l'agriculture et l'urbanisation, sans tenir compte de la nature ou de l'étendue de la zone alluviale. Ces auteurs affirment que les effets des activités urbaines et agricoles dépassent l'échelle du tronçon et qu'ils peuvent donc affecter des zones éloignées dans lesquelles le corridor alluvial n'est pas perturbé. Selon Gurnell (2003), la gestion de la forêt alluviale peut avoir des effets bien plus lointains dans le temps et l'espace sur la résistance à l'érosion des berges, le développement de la végétation, la structure d'âge des marges boisées et donc sur les futurs taux de recrutement. Les études réalisées sur des cours d'eau agricoles ou urbains montrent une nette réduction de l'abondance du bois mort, bien que les volumes stockés soient très variables d'un système à l'autre (Elozegi et Johnson, 2003). Les effets des activités agricoles sur la dynamique du bois mort dans les cours d'eau diffèrent selon l'intensité et le type d'utilisation du sol (Barton, 1996 ; d'après Elozegi et Johnson, 2003). L'urbanisation est généralement associée à d'importants changements de la morphologie du cours d'eau, des caractéristiques des berges et de l'hydrologie (Brookes, 1994 ; Booth *et al.*, 1996 ; Paul et Meyer, 2001 ; d'après Elozegi et Johnson, 2003).

Dans les cours d'eau développés, peu de pièces de bois répondent au critère de taille minimum couramment utilisé (diamètre supérieur à 10 cm). Hering et al. (2000 ; d'après Elozegi et Johnson, 2003) ont par exemple observé qu'aucun tronç ne répondait à ce dernier critère dans les régions agricoles allemandes. Johnson (1999) rapporte que 27 des 49 tronçons d'un cours d'eau agricole des États-Unis ne possèdent pas de débris dont le diamètre dépasse 10 cm. Au Japon, Inoue et Nakano (1998 ; d'après Elozegi et Johnson, 2003) ont trouvé que le diamètre des débris n'était pas différent dans les cours d'eau de bassins développés mais qu'ils

étaient moins longs que ceux des cours d'eau moins perturbés. Par conséquent, les bois morts sont plus mobiles. Dans un cours d'eau de premier ordre, Diez (2000 ; d'après Elozegi et Johnson, 2003) a estimé que la période de renouvellement du bois mort était de 2 ans pour les tronçons agricoles et de 46,5 ans pour les tronçons de forêt. Cette différence diminue tout de même vers l'aval. Dans les tronçons agricoles de deuxième ordre, la période de renouvellement est de 2,5 ans contre 5 ans pour les tronçons boisés.

## **1.2) Mécanismes de production**

Les mécanismes de production des bois morts peuvent être divisés en deux catégories : d'une part, les processus chroniques (érosion de berge, mortalité naturelle des arbres), dont les apports sont faibles mais fréquents le long du linéaire du cours d'eau, d'autre part les processus épisodiques (tempête, crue morphogène...), dont l'occurrence spatiale est faible mais les apports très importants (Bilby et Bisson, 1987). Ces processus d'apport en matériaux ligneux varient en intensité et en fréquence en fonction de la taille du cours d'eau (Keller et Swanson, 1979).

### **1.2.1) Processus chroniques**

#### ***1.2.1.1) Mortalité de la forêt riveraine***

La mortalité des forêts riveraines des cours d'eau renvoie à une suite de processus de sénescence ou de destruction du bois dans lesquels les insectes, les maladies et les submersions prolongées jouent un rôle important (Benda *et al.*, 2003). Cette catégorie de mécanismes intègre également les chutes chroniques d'arbres liées au vent (événements exceptionnels exclus), en rapport avec le développement asymétrique de la masse racinaire (Swanson et Lienkaemper, 1978). Les arbres morts ou déracinés peuvent tomber directement dans le chenal depuis les forêts riveraines du cours d'eau (McDade *et al.*, 1990) ; ils peuvent également être stockés dans la plaine d'inondation et transportés dans le chenal du cours d'eau lors d'une crue ultérieure (Gregory, 1992). Les principaux modèles de recrutement,



utilisés pour simuler les introductions de bois mort dans le cours d'eau, se basent sur la mortalité chronique des forêts alluviales. Certains auteurs ont montré que les taux de mortalité varient beaucoup avec le temps et en fonction des gradients climatiques régionaux (Benda *et al.*, 2003).

#### 1.2.1.2) *Erosion de berge*

L'érosion de berges introduit d'importants volumes de bois (Tableau 5), autant par déstabilisation des arbres vivants (Murphy et Kosky, 1989 ; Piégay *et al.*, 1999) qu'en terme de remobilisation des bois enterrés et stockés dans la plaine alluviale lors des migrations du chenal actif (Nanson *et al.*, 1995 ; Bilby et Bisson, 1997 ; Piégay *et al.*, 1998 ; Hyatt et Naiman, 2001). Elle constitue un processus de recrutement particulièrement efficace, en partie parce que les arbres affouillés tendent à tomber systématiquement dans la direction du cours d'eau (Murphy et Kosky, 1989 ; Piégay *et al.*, 1999 ; Martin et Benda, 2001). Dans les grands cours d'eau, de grandes surfaces de plaine d'inondation peuvent être érodées durant les événements hydrologiques majeurs, délivrant des volumes de bois morts considérables depuis les forêts riveraines (Piégay *et al.*, 1999 ; Piégay, 2003). Murphy et Koski (1989) constatent lors d'une étude sur sept cours d'eau de l'Alaska, dont les bassins sont occupés par des forêts matures non perturbées, que l'érosion des berges et l'action du vent représentent les processus les plus fréquents d'entrée de bois morts dans le chenal (73% de l'ensemble des bois morts dont l'origine est identifiée). Wallerstein et Thorne (2004) observent à leur tour, sur plusieurs cours d'eau du Mississippi, que les deux tiers des pièces de bois constituant les embâcles ont été introduites par érosion des berges.

Superficie du bassin versant (en km <sup>2</sup> )	Production de bois morts (en T/km/an)	Cours d'eau	Source
3630	40	Ain	Citterio, 1996
1620	12	Drôme	Citterio, 1996

**Tableau 5 :** Production de débris ligneux par érosion de berges sur deux cours d'eau français, la Drôme et l'Ain.

De nombreux travaux ont tenté de déterminer les probabilités d'introduction de débris ligneux en fonction de la distance à la berge du chenal actif des arbres constituant la ripisylve (Murphy et Kosky, 1989 ; Robison et Beschta, 1990 ; Van Sickle et Gregory, 1990 ; Andrus et Lorenzen, 1992). Ces études ont montré que la zone de production est déterminée par le rapport existant entre la hauteur des arbres présents le long du cours d'eau et leur distance au chenal actif. La probabilité qu'un arbre entre dans le chenal lorsqu'il tombe diminue avec la distance de ce même arbre au chenal et varie selon les espèces et les hauteurs maximales qu'elles peuvent atteindre (Van Sickle et Gregory, 1990 ; Andrus et Lorenzen, 1992). En général, 70 à 90% des introductions de bois mort depuis les boisements riverains proviennent des 30 premiers mètres bordant la berge (Van Sickle et Gregory, 1990). Cette distance est plus grande dans les forêts riveraines majoritairement peuplées de conifères. Mac Dade (1990) montre que les bois morts de type « feuillus » sont essentiellement délivrés dans une bande de 25 m à partir du chenal principal alors que, pour les bois morts de type « conifères », la zone de production est généralement de 48 m et peut atteindre 55 m.

Récemment, Wallerstein et Thorne (2004) indiquent que la fréquence des embâcles peut être qualitativement prédite sur la base de la localisation et de l'estimation des affouillements de berges.

#### *1.2.1.3) Castor*

Plusieurs auteurs rapportent l'influence des populations de castors dont les constructions de barrages dans certains cours d'eau représentent une partie non négligeable des quantités de bois observées (Keller et Swanson, 1979 ; Piégay, 2003 ; Wallerstein et Thorne, 2004). Au niveau du barrage de Génissiat, les apports attribuables aux castors représentent environ 20% des bois morts dont le diamètre est inférieur à 12,5 cm (Moulin, 1999).

### 1.2.2) Processus épisodiques

#### *1.2.2.1) Glissements de terrain*

Les mouvements de masses associés à l'instabilité des pentes peuvent être à l'origine de l'introduction de bois dans le cours d'eau. Ils incluent les petits glissements de terrain localisés et les plus grands éboulements fournissant de grandes quantités de bois morts depuis les forêts de versants (Benda *et al.*, 2003). Plusieurs auteurs rapportent également le rôle des avalanches dans les cours d'eau de montagne (Keller et Swanson, 1979 ; Benda *et al.*, 2003 ; Montgomery *et al.*, 2003). A l'inverse, les laves torrentielles ou coulées de boue (*debris flow*) ne mobilisent en général que les bois morts stockés dans des cours d'eau d'ordre 1 et 2 (Benda *et al.*, 2003). Bien que celles-ci tombent dans le domaine des mouvements de masses, elles sont plus généralement considérées comme un agent de redistribution du bois mort à l'échelle du réseau hydrographique.

Les conditions nécessaires pour un recrutement par mouvement de masse sont : une géologie favorable, des pentes raides, des fonds de vallée étroits, et des précipitations intenses. McDade (1990) a montré que les apports par glissement de terrains ont lieu surtout dans les cours d'eau où les pentes de versants des vallées en « V » sont supérieures ou égales à 25-30 %. Ces processus jouent donc un rôle important dans les cours d'eau de montagne. Les pièces de bois analysées sont de petites dimensions et généralement très fragmentées.

#### *1.2.2.2) Feux de forêt*

Les feux de forêts peuvent fournir de grandes quantités de bois mort dans le cours d'eau, particulièrement dans les hydrosystèmes Nord Américains (Beechie *et al.*, 2000 ; Bragg, 2000 ; d'après Gregory *et al.*, 2003). Ce mécanisme n'a cependant pas d'équivalent en Europe où le phénomène est par ailleurs peu connu. En général, une grande partie des branches est consumée par le brasier mais les troncs subsistent (Agee, 1993 ; d'après Benda *et al.*, 2003). Si les racines sont touchées, l'arbre meurt et tombe quelque temps après (Agee, 1993 ; d'après Benda *et al.*, 2003). Agee et Huff (1987 ; d'après Benda *et al.*, 2003) ont estimé que les arbres chutaient 10 à 20 ans après le feu de forêt. L'influence des feux sur les taux de

recrutement dépend de leur fréquence et de leur étendue spatiale, caractéristiques qui varient selon le climat (Harmon *et al.*, 1986).

#### 1.2.2.3) *Evènements climatiques extrêmes*

Localement, le vent peut produire d'immenses quantités de bois lors d'évènements extrêmes comme les tempêtes (McDade *et al.*, 1990 ; Van Sickle et Gregory, 1990 ; Gregory *et al.*, 1993). Ces phénomènes épisodiques et ponctuels peuvent parfois dominer comme mécanisme de production pendant des décennies (Benda *et al.*, 2003). Il existe plusieurs autres mécanismes de recrutement moins répandus et moins étudiés tels que les tempêtes de glace dont les effets semblent très importants dans certains cours d'eau d'ordre 1 à 3 au nord-est des Etats-Unis et au Canada (Kraft *et al.*, 2002 ; d'après Benda *et al.*, 2003).

#### 1.2.2.4) *Actions anthropiques*

Certains bois morts peuvent également avoir une origine humaine. Au niveau du barrage de Génissiat, Moulin et Piégay (2004) observent, quelque soit le diamètre des pièces de bois considérées, que 22% des bois morts sont d'origine anthropique (coupés). Les travaux d'entretien de berges, notamment au moment des phases de restauration, produisent de grandes quantités de bois. L'éloignement et la difficulté d'accès de certains secteurs ne rendent pas toujours possible la valorisation économique des produits et ils sont quelquefois laissés sur place (Boyer *et al.*, 1998). De même, une part parfois non négligeable des éléments structurant les embâcles est constituée de débris d'origine humaine (rémanents végétaux, poteaux, ferraille...).

### 1.2.3) Variabilité spatiale des introductions de bois mort

Il existe donc une diversité de processus de recrutement qui se succèdent et se cumulent le long du *continuum* fluvial. Benda *et al.* (2003) soulignent la nécessité de connaître l'importance relative de chacun d'eux, et en particulier la variabilité intra et inter de ces processus pour chaque bassin versant. Cette information peut être utilisée pour aider à concevoir les stratégies de recrutement, à connaître le rôle et

l'influence à long terme des processus rares et épisodiques, et à comprendre la variabilité naturelle du recrutement (Benda *et al.*, 2003).

#### *1.2.3.1) Gradient amont-aval*

Les processus de recrutement varient en intensité et en fréquence en fonction de la taille du cours d'eau. Lors d'une étude menée sur la rivière Lookout Creek en Oregon, Keller et Swanson (1979) ont par exemple identifié et quantifié les principaux mécanismes d'entrée du bois mort suivant le rang du cours d'eau. Ils démontrent que les avalanches de neige, les glissements de terrain et les chutes chroniques d'arbres sont les processus dominants dans les cours d'eau de tête de bassin. Par la suite, les apports de débris depuis l'amont et depuis les affluents, ainsi que par déstabilisation ou rupture de berges et de versants deviennent de plus en plus importants. D'autres auteurs rapportent à leur tour que les avalanches, les laves torrentielles et les mouvements de terrains sont dominants en tête de bassin (Montgomery *et al.*, 2003 ; Piégay, 2003). Martin et Benda (2001) ont également montré que les érosions de berges ont tendance à augmenter de l'amont vers l'aval en rapport avec l'augmentation de la taille du bassin versant. L'érosion des berges dans les cours d'eau alluviaux représente à elle seule près de 50 à 60% des apports, tandis que les processus terrestres (action du vent, mortalité, glissements de terrain) sont les principaux facteurs d'entrée dans les lits rocheux (Murphy et Kosky, 1989).

#### *1.2.3.2) Distinction entre les apports provenant de l'amont et les apports locaux*

Dans une optique d'entretien, il est important de distinguer les volumes provenant de l'amont des volumes fournis localement par les marges du cours d'eau (érosions de berges, avulsions et mortalité des forêts riveraines) (Piégay, 2003).

Plusieurs exemples illustrent l'importance relative des processus locaux ou amont. L'analyse des pièces de bois déposées dans la rivière Asusa, cours d'eau en tresses de montagne drainant un bassin versant de 175 km<sup>2</sup> au Japon, montre que plus de 50% des fragments de bois proviennent du corridor alluvial (Piégay, 2003). Dans la partie amont du Rhône, les bois piégés par le barrage de Génissiat entre février et novembre 1998 sont constitués à 44% d'espèces pionnières

caractéristiques des marges de cours d'eau (saule et peuplier), 18% de feuillus, et 25% de conifères (Moulin, 1999). Une grande partie des feuillus vient probablement des forêts riveraines locales alors que les conifères proviennent des versants plus en amont (Moulin, 1999). Les observations faites sur plusieurs cours d'eau de piedmont, l'Ain, la Loire, la Drôme et l'Eygues en France, ainsi que la Willamette aux États-Unis, montrent encore que la plupart des débris déposés dans le chenal actif proviennent du corridor alluvial (Piégay, 2003). De même, sur la rivière Thompson en Australie (Gippel *et al.*, 1994), cours d'eau de plaine, ainsi que sur plusieurs cours d'eau de plaine côtière aux États-Unis, comme les rivières Lumber et Roanoke en Caroline du Nord, les gros bois présents dans le cours d'eau ont pu être identifiés comme provenant de la population environnante d'arbres ripariaux (Piégay, 2003).

#### 1.2.4) Synthèse

L'ensemble de ces mécanismes de production forme spatialement et temporellement un complexe de perturbations organisé en cascade (Nakamura *et al.*, 2000) qui ne délivre, ne stocke et ne remobilise pas seulement les bois morts à l'intérieur du système fluvial, mais le structure comme une succession de mosaïques de taches de perturbation. La géomorphologie du cours d'eau, à la fois dans sa forme et dans les processus qui l'affectent, favorise certains processus et en inhibe d'autres. La variation spatiale des processus géomorphologiques dominants est ainsi fondamentale (Martin et Benda, 2001). La localisation et les caractéristiques des bois morts produits sont fortement influencées par la taille du chenal, la morphologie de la vallée et les processus de production dominants (Bisson *et al.*, 1987).

### 1.3) Formes d'accumulation

Les bois morts stockés dans la bande active du cours d'eau peuvent se présenter sous deux formes distinctes :

- des pièces de bois isolées, dont la mobilité s'accroît avec l'augmentation de la largeur du chenal (Martin et Benda, 2001),

- des accumulations de bois relativement stables, les embâcles, obstruant tout ou partie du chenal en eau.

En tête de bassin, les troncs, pouvant rester là où ils tombent, sont distribués de manière aléatoire et dans des orientations quelconques. Dans les cours d'eau plus grands, ils tendent à former des embâcles du fait de leur mobilité accrue en tant que pièce individuelle. L'architecture des accumulations de bois devient alors de plus en plus complexe au fur et à mesure que la taille du cours d'eau augmente (Montgomery *et al.*, 2003). Certains embâcles ont une architecture très élaborée, constituée de pièces emboîtées les unes dans les autres (Montgomery *et al.*, 2003). D'autres sont plus semblables à des amas chaotiques de débris orientés dans toutes les directions, comme nombre d'embâcles formés par accumulation de bois flottés depuis l'amont (Montgomery *et al.*, 2003). Sur la base des observations faites par plusieurs études en Amérique du Nord, Australie, Nouvelle Zélande et Amérique du Sud, on peut conclure à une évolution générale, depuis des pièces de bois individuelles aléatoirement orientées et des amas chaotiques ou seuils de bois dans les cours d'eau les plus pentus en tête de bassin, jusqu'à des accumulations de débris progressivement plus volumineuses et mieux organisées dans les cours d'eau plus grands (Montgomery *et al.*, 2003).

Il existe un grand nombre de classifications des embâcles, selon leur position dans le chenal, leur influence hydraulique et morphologique ou encore leur degré d'obstruction du chenal (Gregory *et al.*, 1985 ; Abbe et Montgomery, 1996). Plusieurs auteurs ont ainsi identifié différents types d'accumulations de bois :

- Abbe et Montgomery (1996) décrivent le développement de 3 types d'embâcles dans le bassin de la Queets River, Etat de Washington : les *bar top jams*, les *bar apex jams* et les *meander jams*. Les *bar top jams* présentent une configuration plus aléatoire et sont relativement instables. Ils ont également une incidence moindre sur la morphologie du chenal. Les *bar apex jams* et les *meander jams* sont plus organisés et ont un impact morphologique plus important (formation de bancs et de mouilles notamment).

- Wallerstein et al. (1997) ont développé une classification basée sur la relation fonctionnelle de l'embâcle avec la morphologie du chenal : les *underflow jams* entraînent une érosion locale du lit, les *dam jams* forment des seuils de bois en travers du chenal et piègent des sédiments, les *deflector jams* qui en déviant les écoulements tendent à éroder localement les berges et à créer des bancs, et enfin les *flow parallel/bar head jams* qui sont assimilables aux *bar apex jams* et *meander jams* décrits par Abbe et Montgomery (1996). Les *underflow jams* sont prédominants dans les petits bassins versants. Les *dam jams* et *deflector jams* sont présents dans les cours d'eau légèrement plus grands. Les *flow parallel/bar head jams* sont prédominants dans les plus grands cours d'eau.
- Abbe et Montgomery (2003) distinguent dix types d'embâcle différents sur la base de l'orientation des pièces de bois, leur taille relative (pièces clefs, rangées ou perdues) et leur mode de recrutement. Ces dix types d'embâcle peuvent être regroupés en 3 grandes catégories :
  - les embâcles « in situ » ou autochtones : ils se créent directement au point d'entrée des bois morts dans le cours d'eau ;
  - les embâcles « de transport » ou allochtones : ils s'élaborent grâce à l'accumulation de bois morts transportés depuis l'amont ;
  - les embâcles « combinés » qui intègrent dans leur structure et leur complexité les deux types précédents c'est-à-dire qu'ils obstruent une partie du chenal et piègent les éléments flottants.

Les embâcles peuvent encore être classés selon leur degré d'obstruction du chenal. Gurnell (2003) distingue : les barrages actifs (*active dams*) qui entravent toute la largeur du chenal et forment un seuil ; les barrages complets (*complete dams*) qui obstruent complètement le chenal mais qui présentent une structure suffisamment ouverte pour ne pas créer de seuil ; et les barrages partiels (*partial dams*) qui n'obstruent qu'une partie du cours d'eau (au moins 25% de la largeur du chenal). Dans les cours d'eau d'ordre 1, c'est le premier type qui domine, alors que dans les cours d'eau d'ordre 4 et plus, ce sont les embâcles partiels.



Quelque soit la classification considérée, l'abondance relative de ces différents types d'embâcle varie systématiquement de l'amont vers l'aval (Abbe et Montgomery, 1996, 2003). D'autres typologies peuvent être établies pour s'adapter au mieux à la problématique de l'étude et aux spécificités régionales. Dans tous les cas, une classification des embâcles doit être effectuée en fonction de trois principes simples (Abbe et Montgomery, 2003) :

- la position dans le réseau hydrographique, car la taille des embâcles augmente de l'amont vers l'aval (Likens et Bilby, 1982 ; Bilby et Ward, 1989 ; Martin et Benda, 2001) alors qu'en revanche, l'âge des embâcles décroît à mesure que le chenal s'élargit (Martin et Benda, 2001),
- les facteurs contrôlant sa stabilité,
- les dimensions des bois morts composant l'embâcle en rapport avec les dimensions du chenal.

#### **1.4) Distribution spatiale et stabilité du bois mort dans les cours d'eau**

Quand une pièce de bois tombe dans le cours d'eau, elle peut se déposer à l'endroit où elle a été introduite, couler dans le chenal, être transportée à l'aval pour se déposer contre les berges, dans un embâcle, sur un banc ou dans la plaine d'inondation pendant la décrue, ou encore transiter tout le long du réseau hydrographique et sortir du système fluvial (Montgomery *et al.*, 2003).

Les dimensions des bois morts (longueur, diamètre) ainsi que celles du cours d'eau (largeur, profondeur) conditionnent fortement leur stabilité. Cependant, la définition typique du bois mort basée sur des critères de taille absolus ne rend pas compte de la stabilité relative du bois si elle n'est pas mise en rapport avec les dimensions du cours d'eau. En effet, au fur et à mesure que le chenal s'élargit et s'approfondit, la taille théorique des pièces stables évolue (Montgomery *et al.*, 2003). Un fût de quelques mètres de longueur aura, par exemple, peu de chance de rester stable au milieu du chenal d'un grand cours de plaine alors qu'en tête de bassin il peut entraver la totalité de la largeur du chenal et s'ancrer aux deux berges. Swanson *et al.* (1976), Swanson et Lienkaemper (1978), Keller et Tally (1979) ont

observé par exemple dans différents cours d'eau d'Amérique du Nord que les fûts plus grands que la largeur du chenal actif peuvent rester en place plusieurs siècles.

Les processus de prise en charge du bois morts sont responsables de la distribution du bois mort et de l'architecture des différentes formes d'accumulation au sein du réseau hydrographique (Maser *et al.*, 1988, Swanson, 2003). La largeur du chenal en rapport avec la longueur des bois morts est un paramètre fondamental affectant lui aussi d'une part la distribution des bois morts le long du *continuum* fluvial, et d'autre part leur stabilité (Gurnell *et al.*, 2002). Ce rapport existant entre la longueur des pièces de bois et la largeur du chenal est couramment utilisé pour estimer qualitativement la stabilité du bois mort :

$$Sr = L / I$$

Avec : **Sr** : Rapport de taille ;  
**L** : longueur de la pièce de bois ; **I** : largeur du chenal

Abbe et Montgomery (2003) ont par exemple établi une classification des bois morts selon leurs dimensions relatives par rapport à celles du cours d'eau. Ils distinguent :

- les pièces clefs (*key debris*) qui sont suffisamment grandes pour rester stables durant la plupart des évènements de crue, qui constituent des éléments fondateurs des accumulations de bois, et dont l'arrangement peut s'apparenter à la charpente des embâcles ;
- les pièces piégées (*racked debris*) dont les dimensions sont insuffisantes pour assurer leur stabilité dans le chenal mais qui sont susceptibles d'être retenues par divers éléments de rugosité tels que les rochers, les bancs de galets et les pièces clefs ;
- les pièces perdues (*loose debris*), représentées essentiellement par de petits fragments de bois cylindriques et libres de transiter tout le long du réseau hydrographique.

Ces auteurs concluent que les débris dont la longueur est supérieure à la moitié de la largeur à pleins bords du chenal et dont le diamètre est supérieur à la moitié de la profondeur à pleins bords constituent des pièces clefs. En deçà de ces

limites relatives, les bois morts tendent à agir comme des pièces métastables qui ne fournissent qu'une faible intégrité structurale aux accumulations de bois. L'influence des pièces clefs est reconnue par de nombreux auteurs pour assurer la rétention des pièces plus petites (par exemple : Keller et Tally, 1979 ; Nakamura et Swanson, 1993 ; Abbe et Montgomery, 1996 ; Montgomery *et al.*, 2003).

Ce rapport de taille ( $S_r$ ) est donc considéré par de nombreux auteurs comme une variable clef de la stabilité et du temps de résidence du bois mort dans le cours d'eau. Il est aujourd'hui inconcevable de réaliser une étude sur le bois mort sans utiliser cet indicateur. En outre, il permet de distinguer trois types de cours d'eau (Gurnell *et al.*, 2002, 2003) :

- les petits cours d'eau : leur largeur est plus étroite que la longueur typique locale des bois morts (dans la pratique, on peut par exemple considérer qu'il s'agit des tronçons dont la largeur à plein bords est inférieure ou égale à la longueur moyenne des pièces de bois, soit  $S_r \geq 1$  pour au moins 50% des débris). La majorité des bois morts sont alors assez longs pour former des embâcles ou pour entraver le lit du cours d'eau ;
- les cours d'eau moyens : leur largeur est sensiblement égale à la longueur des plus grandes pièces de bois (par exemple  $S_r \geq 1$  pour au moins 25% des débris). La stabilité de la majorité des bois morts devient alors critique, mais une petite partie d'entre eux peut former des embâcles ;
- les grands cours d'eau : leur largeur est nettement supérieure à la longueur des pièces de bois ( $S_r < 1$ ). Toutes les pièces de bois sont potentiellement mobilisables et leur stabilité n'est alors plus contrôlée que par la taille et la complexité architecturale des bois morts.

#### 1.4.1) Distribution spatiale et stabilité dans les petits cours d'eau

Le facteur déterminant de la distribution du bois mort dans les secteurs de tête de bassin versant est le rapport existant entre la longueur des bois morts entrant et la largeur du chenal en eau (Likens et Bilby, 1982). Dans ces secteurs amont, les bois morts entrant dans le système tombent perpendiculairement au chenal (Photographie 8). Du fait de la hauteur des berges, les troncs se retrouvent parfois

suspendus au dessus du chenal (O'Connors et Ziemer, 1989). Bilby et Ward (1989) ont montré que, pour les rivières dont le chenal possède une largeur de moins de sept mètres, la majorité des éléments est orientée perpendiculairement à l'axe de l'écoulement principal. Les débris sont localisés au hasard et peuvent former de larges accumulations à structures très ouvertes (Harmon *et al.*, 1986) constituées de pièces individuelles dont la longueur excède la largeur du chenal.

Dans ces petits cours d'eau, les bois morts peuvent recouvrir jusqu'à 50% du chenal. Ces densités importantes s'expliquent par les caractéristiques du cours d'eau qui ne possède pas un chenal de taille suffisante, ni des débits suffisamment puissants pour évacuer les bois morts vers l'aval (Harmon *et al.*, 1986 ; Piégay et Gurnell, 1997, Marcus *et al.*, 2002). Beechie et Sibley (1997) observent sur un cours d'eau d'une largeur inférieure à 20 mètres que, plus la largeur du chenal est faible, plus les densités en bois morts sont importantes. La stabilité des bois morts dépend de la taille et du degré d'ancrage des dépôts. Bilby (1984) constate, sur un cours d'eau d'une largeur inférieure à 11,5 mètres, que la mise en mouvement des pièces de bois durant les hautes eaux dépend principalement de la longueur de celles-ci. Plus les pièces de bois sont longues, plus les distances parcourues sont faibles. Sur un petit cours d'eau comme la rivière Mack Creek (Oregon) dont le chenal possède une largeur inférieure à 10 mètres, et pour une crue d'occurrence 25 ans (ce qui représente une augmentation de la ligne d'eau de 1,5 mètres), seuls 11% des bois morts mesurés ont été mis en mouvement sur plus de 10 mètres, 89% ont conservé leur position initiale. Sur ce même cours d'eau, tous les bois morts mis en mouvement durant les 14 années d'observation avaient une longueur inférieure à la largeur du chenal, les pièces mises en mouvement sur plus de 300 mètres avaient des longueurs inférieures à deux mètres (Gurnell *et al.*, 2002).



**Photographie 8 :**  
*La Curtine (août 2004, M. Boyer).*

Le principal processus d'élimination des bois morts est, dans ce cas, la décomposition du bois. Elle est variable selon les essences et les climats. Harmon (2000) constate, sur la Lookout Creek, que la vitesse de décomposition d'*Alnus Rubra* est supérieure à *Tsuga Heterophylla* et *Pseudotsuga Menziesii*. D'une façon générale, il semble que les conifères se décomposent plus lentement que les essences de feuillus, hormis quelques exceptions comme *Robinia Pseudoacaccia* et *Castagneta*. Plus exceptionnel, les torrents de débris ou *debris flows* sont les seuls processus capables, par leur force, de transporter les bois morts vers l'aval. Si la fréquence de ces événements extrêmes est faible, les quantités charriées sont très importantes et varient en rapport direct avec la superficie du bassin versant (Ishikawa, 1989).

La distribution de pièces de bois dans et en travers du cours d'eau semble aléatoire. Elle est en fait contrôlée par la localisation des sites de recrutement et par la vitesse de décomposition des espèces présentes (Gurnell, 2003). Dans le cas des petits cours d'eau, la localisation des secteurs sur lesquels des mécanismes de production sont actifs (avalanches, glissements de terrain, affaissements de berges,...) peut permettre d'expliquer, voire de prédire en partie, la distribution des grandes pièces de bois généralement ponctuelle le long du linéaire.

#### 1.4.2) Distribution spatiale et stabilité dans les cours d'eau de taille moyenne

A mesure que la largeur du cours d'eau augmente, les pièces de bois sont de moins en moins capables d'entraver le chenal (Gurnell, 2003). Dans les cours d'eau de taille moyenne, la longueur de la plupart des bois morts est plus faible que la largeur du chenal en eau. La stabilité des bois morts entrant dans le chenal devient critique, hormis pour les bois dont le système racinaire reste ancré en berge et que les auteurs anglo-saxons nomment « *snags* » (Bisson *et al.*, 1987). Parallèlement, le débit du cours d'eau augmente avec la superficie du bassin versant. De plus, une plus grande profondeur d'eau réduit considérablement leur rugosité relative. Ils sont donc plus facilement mobilisables (Gurnell, 2003). Si les plus grandes pièces peuvent rester stables, les pièces de taille intermédiaire ne sont alors retenues que s'il existe des structures capables de les protéger des écoulements : les pièces de bois les plus grandes et les plus stables, la végétation riveraine, les autres éléments

de rugosité présents dans le chenal (blocs de pierre, bancs) et les irrégularités du tracé en plan (courbures accentuées).

La distribution du bois mort est, le plus souvent, le résultat d'accumulations de bois morts flottés depuis l'amont sous forme d'embâcles construits autour d'éléments de « blocage » présents dans le chenal en eau, comme les rochers et les troncs les plus grands (Photographie 9). Plusieurs auteurs soulignent l'influence des pièces maîtresses sur la stabilisation des débris dans les accumulations de bois (Keller et Tally, 1979 ; Bisson *et al.*, 1987 ; Nakamura et Swanson, 1993 ; Abbe et Montgomery, 1996). Pettit *et al.* (2004) ont observé que la présence de grandes pièces de bois dans le cours d'eau déterminait la taille des accumulations. L'importance de ces pièces maîtresses varie avec la largeur du chenal. Dans les grands cours d'eau, 43% des embâcles sont soutenues par des pièces maîtresses contre 13% dans les cours d'eau plus étroits (Pettit *et al.*, 2004).



**Photographie 9** : Embâcle sur le Gier (2003, B. Moulin).

Avec l'augmentation de la taille du cours d'eau, la structure, la forme et la nature des accumulations de bois mort changent (Gurnell *et al.*, 2002) :

- le nombre de bois mort constituant les embâcles est plus important mais leur taille comparée à la largeur du chenal diminue,



- les bois morts sont de plus en plus orientés parallèlement par rapport à l'axe du chenal et à la direction du courant principal (Photographie 10). Au-delà du rang 5, Keller et Swanson (1979) observent que la majorité des accumulations sont parallèles au courant.
- la forme des accumulations change. Des données recueillies sur différents cours d'eau des Highlands Water, en Grande Bretagne, ont montré que 75% des embâcles obstruent complètement le chenal dans des cours d'eau de rang 1, 46% pour des cours d'eau de rang 2 et 37% pour des cours d'eau de rang 4. Ces résultats sont à mettre en rapport d'une part avec la diminution relative de la taille des bois morts vis-à-vis des dimensions du chenal, d'autre part avec les changements d'orientation des pièces à l'intérieur des embâcles (Gurnell et Linstead, 1999).

Les principaux facteurs contrôlant le transfert et l'élimination des bois morts dans ces cours d'eau sont : les caractéristiques du régime hydrologique (puissance et fréquence des crues), l'indice de flottabilité du bois, et la désagrégation mécanique des débris lors du transport (Gippel *et al.*, 1996 ; Moulin et Piégay, 2004). Pour Marcus *et al.* (2002), les cours d'eau de taille moyenne possèdent les caractéristiques d'un système en équilibre dynamique : les vitesses de transfert vers l'aval et de dégradation du bois sont approximativement les mêmes que les vitesses d'entrée et de production des bois morts.



**Photographie 10 :**  
*Bois flotté sur le Guil*  
(2002, M. Boyer).

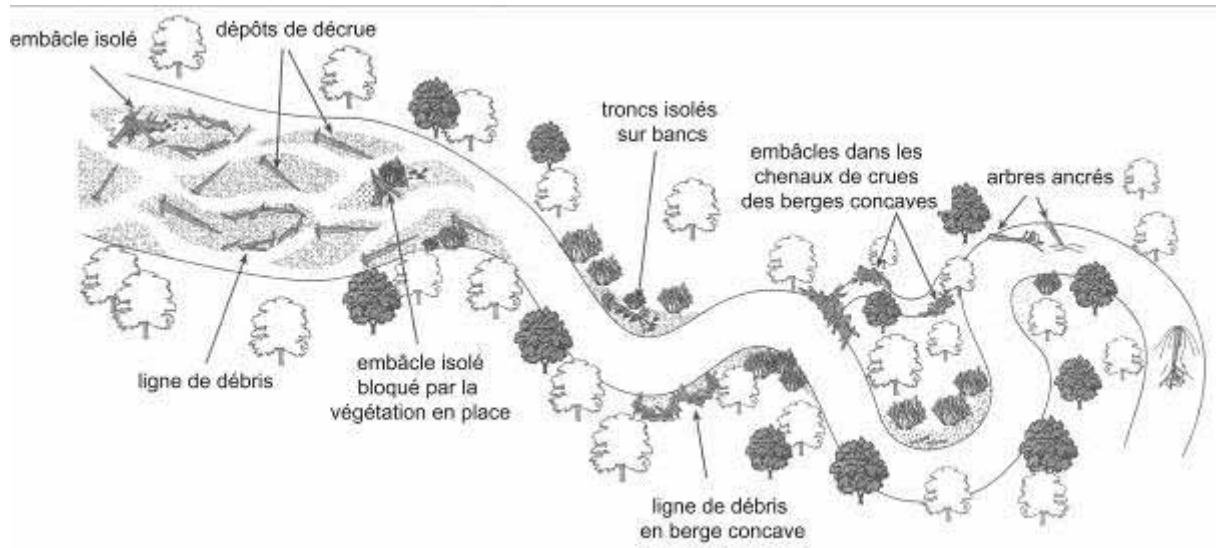
#### 1.4.3) Distribution spatiale et temps de résidence dans les grands cours d'eau

Dans les grands cours d'eau de piémont ou de plaine alluviale, à dynamique latérale active, les bois morts ont tous une taille inférieure à la largeur du chenal. Parallèlement la capacité de transport du cours d'eau est très importante. Dès lors, les formes de dépôt sont très diversifiées (Figure 2) mais se localisent dans des sites préférentiels, caractérisés par une plus forte rugosité, tels que la partie amont des bancs de convexité ou des chenaux secondaires, les concavités des méandres, les bancs de sables, de graviers ou de galets, les îlots végétalisés, et les piles de pont (Swanson et Lienkaemper, 1982 ; Wallace et Benke, 1984 ; Piégay, 1993, 2003 ; Abbe et Montgomery, 1996 ; Piégay et Marston, 1998 ; Braudricks *et al.*, 1997 ; Piégay et Gurnell, 1997 ; Gurnell *et al.*, 2000 ; Marcus *et al.*, 2002).

La distribution spatiale des bois morts varie selon chaque style fluvial. Dans les chenaux en tresses, le bois a tendance à se déposer sur les bancs de galets médians et latéraux (Photographies 11). Dans les cours d'eau à méandres ou anastomosés, ils se déposent préférentiellement le long des berges concaves des méandres. Beaucoup d'auteurs considèrent que les berges concaves représentent le site le plus commun pour le stockage des bois morts (par exemple : Keller et Swanson, 1979 ; Hickin, 1984). Néanmoins, chaque méandre est différent en terme de hauteur de berge, de sinuosité et de fréquence de débordement (Piégay et Marston, 1998) ce qui affecte le volume et la nature des dépôts. Van der Nat *et al.* (2002) montrent à partir d'une étude de la dynamique du bois morts sur la rivière Tagliamento (Italie) que les quantités de bois mort sont plus importantes et moins variables dans le temps dans les secteurs de tressage caractérisés par des îles végétalisées que dans les secteurs de tressage caractérisés par des bancs. Dans les rivières larges, les îles doivent être considérées comme des surfaces où la rugosité est très forte. Elles favorisent la rétention des bois morts (Photographie 12) au même titre que les seuils, les rochers dans les petits et moyens cours d'eau (Webster *et al.*, 1994 ; Van der Nat *et al.*, 2002 ; Gurnell, 2003).

Les sites potentiels de dépôt dans les grands cours d'eau peuvent être localisés et prédits du fait de la relation existant entre la distribution des bois morts et les sites à forte rugosité (Piégay, 1993 ; Piégay *et al.*, 1999).





**Figure 2** : Sites et formes de dépôts des bois morts dans les cours d'eau à tresses et à méandres (Piégay, 2003).



**Photographie 11** : Dépôts sur bancs de galets (Drôme, UMR 5600).



**Photographie 12** : Embâcle sur la face amont d'une île (Isère, B. Moulin).

Avec l'augmentation de la largeur du chenal, les accumulations sont généralement plus larges, moins fréquentes et de plus en plus indépendantes des marges du cours d'eau (Triska et Cromack, 1980 ; Bisson *et al.*, 1987). La capacité de transport de ces cours d'eau augmente en direction de l'aval, tout comme la distance séparant les accumulations et leur taille (Martin et Benda, 2001).

Dans les grands cours d'eau, on ne parle plus de stabilité des bois morts mais de temps de résidence, tant la capacité de transport de ces cours d'eau est importante et tant le degré de connexion entre le chenal actif et la forêt alluviale est grand. Ce temps de résidence semble plus court à l'échelle de la parcelle ou du tronçon, mais il n'induit qu'un déplacement à l'intérieur du secteur dont les modalités sont encore peu étudiées, et non pas une sortie définitive à l'échelle du secteur. Seuls les travaux de Braudricks *et al.* (1997) et Braudricks et Grant (2000) ont été centrés sur l'étude des processus de mise en mouvement et de transport des bois morts. Ils démontrent, à travers différentes expériences menées en laboratoire, que les principaux facteurs intervenant dans la mise en mouvement des pièces de bois présentes dans le cours d'eau sont l'angle de la pièce de bois par rapport à la direction du courant (ce résultat confirme les observations de Beschta (1983)), la présence/absence de système racinaire, le volume et le diamètre des pièces de bois. Le temps de résidence des pièces de bois dans le cours d'eau augmente si les pièces de bois possèdent un système racinaire et si elles sont orientées parallèlement au courant. Globalement, ils identifient différents paramètres régulant le temps de résidence des pièces de bois dans le cours d'eau : la rugosité du chenal, le rapport entre les dimensions (longueur et diamètre) des pièces de bois et la largeur, la profondeur et la sinuosité du chenal. Nakamura et Swanson (1993), lors d'une étude sur le transfert des bois morts, avaient déjà montré que les principaux facteurs de transport étaient la largeur et la sinuosité du chenal. La distance parcourue par les pièces de bois diminue lorsque le rapport entre la longueur des pièces de bois et la largeur et la sinuosité du chenal augmente. Ils notent, néanmoins, que l'importance de l'ensemble de ces variables est fonction du type de chenal.

Récemment, Hygelund et Manga (2003) ont obtenu des résultats différents. Dans deux cours d'eau naturels (la Fall et la Quinn rivers) ils étudient les paramètres influençant la prise en charge des bois morts. Pour cela, ils ont placé dans ces deux cours d'eau des tubes PVC dont les diamètres varient de 4 à 30 cm. Les résultats

montrent, d'une part, que ni l'orientation des tubes, ni la présence de branches n'ont d'effet significatif sur le coefficient de prise en charge, d'autre part, que le rapport entre le diamètre du tube et la profondeur d'eau influence leur prise en charge, surtout dans le cas des tubes de petits diamètres.

D'autres éléments exercent une influence sur le temps de résidence du bois mort dans les grands cours d'eau :

La **taille du dépôt** détermine sa résistance au courant, son déplacement potentiel. Les bois morts les plus gros (accumulations ou individus) demeurent plus longtemps (Harmon *et al.*, 1986). Toutefois, les éléments les plus fins se décomposant rapidement (Triska et Cromack, 1980), les bois morts de grande taille peuvent être transportés plus loin que les bois de petite taille si, d'une part, le nombre de sites potentiels de dépôts est faible et si, d'autre part, la vitesse atteinte par ces grands débris ligneux est suffisamment forte pour les transporter à travers les zones de faible profondeur (Braudricks, 1997). Les accumulations les plus anciennes sont les mieux ancrées, avec des fûts structurants de gros diamètre (Bilby, 1984), et sont situées en marge des flux les plus morphogènes (Piégay *et al.*, 1998). Abbe *et al.* (2003) distinguent trois formes de résistances additionnelles relatives au degré d'ancrage des bois morts dans le lit du chenal. Sous l'action de leur propre poids, les fûts ont d'abord tendance à s'enfoncer dans le lit du cours d'eau. Si le bois est quelque peu déplacé par les écoulements, un contrefort de sédiment se construit juste à l'aval de celui-ci, limitant encore plus son déplacement ultérieur. Les sédiments peuvent enfin se déposer au-dessus de la pièce de bois, rajoutant du poids à ce dernier.

La **localisation** des débris par rapport à la ligne d'eau affecte leur mobilité et leur décomposition selon qu'ils sont à l'air libre, en partie enterrés ou au sein d'un embâcle, immergés ou émergés (Bisson *et al.*, 1987). Le maintien des pièces de bois en conditions anaérobies ou dans un milieu très sec ralentit considérablement leur décomposition (Abbe *et al.*, 2003). La datation par  $^{14}\text{C}$  des arbres morts ensevelis dans les sédiments de la plaine d'inondation montre que certains troncs peuvent rester des siècles, voire des millénaires, aussi bien dans les cours d'eau à charge grossière et à forte pente que dans les cours d'eau sableux à faible pente (Murphy et Koski, 1989 ; Nanson *et al.*, 1995 ; Hyatt et Naiman, 2001).

Les **essences** des bois morts jouent un rôle :

La **densité** du bois qui détermine sa flottabilité (Abbe *et al.*, 2003). Harmon *et al.* (1986) soulignaient déjà l'importance de ce facteur ainsi que sa faible prise en compte dans la plupart des études. Ces auteurs rapportent que, dans bien des cas, la densité du bois n'est pas mesurée et qu'une valeur de  $0,5 \text{ T/m}^3$  est généralement appliquée. Cette valeur correspond probablement à la densité moyenne des arbres non décomposés, mais les masses volumiques sont, dans la pratique, très variables selon l'espèce considérée et l'état de décomposition du bois (Harmon *et al.*, 1986). Les densités les plus communes sont comprises entre  $0,3$  et  $0,7 \text{ T/m}^3$  (Gurnell, 2003), donc inférieures à la masse volumique de l'eau, si bien que la plupart des bois secs flottent. Une fois dans le cours d'eau, les bois morts tendent à se saturer d'eau et à couler au fond du lit (Montgomery *et al.*, 2003). La stabilité du bois mort évolue donc avec son degré de saturation en eau (Gurnell, 2003 ; Scherer, 2004). Thévenet *et al.* (1998) ont par exemple observé une augmentation de la masse des morceaux de bois de 140% après 10 jours de submersion sous l'eau. Quelques espèces, comme le teck et certaines variétés d'eucalyptus, présentent toutefois une telle densité qu'elles coulent sans être préalablement saturées d'eau (Montgomery *et al.*, 2003).

La **vitesse de décomposition** du bois. Hyatt et Naiman (2001) trouvent, sur la Queets Rivers (Washington State, USA), que la vitesse de décomposition des feuillus (*Alnus*, *Populus*, *Acer*) est supérieure à celle des conifères (*Picea*, *Pseudotsuga*, *Tsuga*, *Thuja*). Cela expliquerait la faible représentation des essences feuillues dans les bois morts observés, alors que ces essences constituent la majorité des individus composants la forêt alluviale. Abbe *et al.* (2003) soulignent également l'influence de la solidité des arbres recrutés, en lien avec la taille des débris et la vitesse de décomposition. Si les arbres cassent, ils fournissent des débris plus petits et par conséquent plus mobilisables. Sobota (2003 ; d'après Gregory *et al.*, 2003) a estimé que 40% des arbres se cassaient durant leur chute et qu'ils produisaient en moyenne 2,7 fragments de bois. La composition en espèces des forêts alluviales joue un grand rôle si l'on veut déterminer les vitesses de décomposition des bois morts (diminution d'amont en aval de la taille et de la quantité de débris par décomposition biologique, rupture et abrasion mécaniques).

La **géométrie** des bois morts. Les conifères donnent des bois morts dont la forme est proche de celle du cylindre (les branches se cassent plus facilement lorsqu'ils tombent et la densité de bois chez les conifères est plus importante dans le tronc)

alors que les feuillus ont des formes plus complexes (branches maîtresses, houppier, cépée...) (Montgomery *et al.*, 2003). Les feuillus sont plus enclins à produire des pièces stables, du fait de leur géométrie complexe qui accroît leur « rugosité ». La présence de racines encore accrochées au tronc favorise encore la stabilité des arbres tombés dans le chenal. Le système racinaire augmente le centre de masse des pièces de bois qui deviennent alors bien plus stables que les fûts de diamètre identique (Montgomery *et al.*, 2003). Des arbres entiers sont souvent observés parallèles à l'axe d'écoulement avec la canopée pointant vers l'aval, démontrant que le système racinaire agit finalement comme une ancre (Abbe, 2000 ; d'après Abbe *et al.*, 2003)

La **capacité des essences à la reproduction végétative et/ou au rejet** qui leur permet de s'ancrer dans les sédiments fins d'origine alluviale. Ce phénomène est caractéristique des espèces pionnières de la plaine alluviale comme *Populus* et *Salix* (Kannenbergh *et al.*, 2002).

Enfin, les **pratiques d'entretien des cours d'eau** influencent le temps de résidence des bois morts, dans la mesure où elles agissent sur les trois précédents facteurs. Elles conditionnent les sites potentiels de rétention des débris dans le cours d'eau ainsi que le nombre, la taille et l'essence des bois introduits dans le chenal.

### **1.5) Conclusions**

La présence et l'abondance du bois mort dans le système fluvial dépendent de nombreux facteurs de contrôle dont l'intensité varie avec la taille du cours d'eau, et qui influencent la nature, la structure, la localisation et la stabilité des dépôts (Piégay et Gurnell, 1997).

Les travaux les plus récents tentent de modéliser et de quantifier les différents facteurs participant à la production de bois mort au niveau local, à l'échelle de bassins versants de petite taille dans le but de prédire les entrées, les volumes stockés et le transport du bois mort. Ces modèles permettent, d'une part d'établir un bilan à un instant « t » (photographie instantanée) de la dynamique des bois morts à l'échelle du bassin versant, d'autre part de définir de nouvelles méthodes de gestion

à cette même échelle (Benda, soumis ; Benda *et al.*, 2003). On peut citer les travaux de :

- Meleason et al. (2000), qui ont développé un logiciel de simulation, basé sur le modèle Streamwood, destiné à identifier les causes des variations des stocks de bois mort dans les cours d'eau. Ce modèle ne s'applique qu'à l'échelle du tronçon, dans des cours d'eau à chenal unique, possédant un bassin versant de petite taille. Il prend en compte les entrées, les processus de fragmentation, les déplacements et les vitesses de décomposition des bois morts. Il s'applique essentiellement à des forêts de conifères, mais il intègre un module destiné aux forêts ripicoles.
- Braggs (2000), qui a développé un modèle destiné à connaître les quantités et les caractéristiques des bois morts recrutés par le cours d'eau en fonction du type de forêts riveraines.
- Braudricks et Orr (2000), qui ont mis au point un modèle permettant de prédire la stabilité des bois morts dans le chenal. Pour cela, ils prennent en compte différents paramètres, comme la présence ou l'absence de racines, le diamètre, la longueur et l'orientation des pièces de bois ainsi que la profondeur du chenal et la vitesse du courant.
- Martin et Benda (2001) et Benda *et al.*, (2003), qui ont réalisé notamment sur le bassin versant de la Game Creek, d'une superficie de 132 km<sup>2</sup>, un « budget ligneux », en s'appuyant sur les concepts développés pour établir les budgets sédimentaires, afin d'identifier les variables spatiales contrôlant l'abondance et la distribution de ce dernier.



## **2) INFLUENCE DU BOIS MORT SUR LES FORMES FLUVIALES ET LES COMMUNAUTES VIVANTES**

Le bois mort joue un rôle écologique et géomorphologique fondamental dans de nombreuses régions et sous différents climats du globe, incluant l'Asie (Ishikawa, 1989), l'Australie et la Nouvelle Zélande (par exemple ; Gippel *et al.*, 1995 ; Webb et Erskine, 2003), l'Europe (par exemple : Gregory *et al.*, 1993 ; Piégay et Gurnell, 1997 ; Kail, 2003), et l'Amérique du Nord (par exemple : Bisson *et al.*, 1987 ; Beechie, 1997 ; Abbe et Montgomery, 2003).

### **2.1) Effets géomorphologiques**

Le bois mort a une influence sur la géomorphologie des cours d'eau à différentes échelles spatiales, depuis la taille des particules constituant le lit du chenal jusqu'à la topographie du fond de vallée (Montgomery *et al.*, 2003). Un grand nombre d'études décrit le bois mort comme un élément structural du système fluvial entraînant une modification du transport du stockage des sédiments, des processus d'atterrissement de la plaine d'inondation et du chenal, et ayant des effets sur le recoupement de méandres, l'érosion de berges et la migration latérale des chenaux. Le terme le plus commun pour présenter les effets géomorphologiques du bois mort, dans la littérature scientifique, est la rugosité. Les pièces de bois individuelles et les embâcles constituent des obstacles à l'écoulement qui affectent l'hydraulique du chenal et modifient les processus de transport et de stockage de sédiments.

#### **2.1.1) Effets hydrauliques et hydrologiques**

##### ***2.1.1.1) Le bois mort comme élément de rugosité hydraulique***

Les bois morts constituent tout d'abord un frein à l'écoulement. Ils peuvent contribuer dans une proportion très importante à la résistance du chenal à l'écoulement. Dans les cours d'eau à lit graveleux du sud-est de l'Alaska, les formes de résistance liées au bois représentent près de 60% de la contrainte de cisaillement à pleins bords (Buffington, 2001). En Australie, aux Etats-Unis et au Royaume Uni,



les extractions historiques de bois ont réduit la valeur du coefficient de Manning des rivières de 10% à plus de 90% (Shields et Gippel, 1995).

Localement, une perte réelle de la capacité d'écoulement n'est observée que lorsque le blocage de la section d'écoulement dépasse 10% (Boyer *et al.*, 1998). Les embâcles peuvent provoquer une surélévation du niveau d'eau en amont (Photographie 13) et augmenter la fréquence des crues débordantes. A l'échelle du tronçon, les embâcles de bois peuvent également diminuer la vitesse moyenne des écoulements, ralentir de manière significative le temps de transfert et, donc, atténuer les pics de crue en aval (Gippel, 1995). Boyer *et al.* (1998) distinguent ainsi trois secteurs en termes d'hydrauliques : l'amont lointain, dont la ligne d'eau n'est pas affectée ; l'aval lointain, qui peut bénéficier du ralentissement des écoulements dans les secteurs encombrés plus à l'amont ; et l'amont et l'aval immédiats, qui sont les plus susceptibles à ressentir les effets de l'augmentation possible des vitesses ou des hauteurs d'eau.



**Photographie 13** : Embâcle sur le Duy (2004, M. Boyer).

#### *2.1.1.2) Modification de la distribution latérale des vitesses d'écoulement.*

En déviant les écoulements, les accumulations de bois modifient la distribution latérale des vitesses. Elles concourent ainsi à déterminer la position des mouilles, à créer des retours d'eau le long des mouilles et des marges du chenal, à favoriser la migration du chenal ou la création de chenaux secondaires dans les vallées

alluviales, et à augmenter la profondeur et localement la hauteur d'eau (Sedell, 1988).

#### 2.1.1.2.1) Influence sur le profil longitudinal du cours d'eau

En obstruant les écoulements, le bois mort affecte l'hydraulique du chenal et favorise le creusement des mouilles (Montgomery *et al.*, 2003). Zika et Peter (2002) rapportent qu'une réintroduction volontaire de bois sur leurs tronçon d'étude a à la fois doublé le nombre de mouilles, augmenté leur surface totale d'environ 30% et multiplié leur volume total par 7-8. Le bois mort agit donc à la fois sur le nombre et sur la taille des mouilles.

A l'échelle de l'unité fonctionnelle, les bois morts peuvent affecter considérablement la taille et le type de mouilles des cours d'eau à substrat grossier (Montgomery *et al.*, 2003). Selon son orientation et sa position par rapport au lit, le bois peut former quatre types d'embâcles, chacun ayant un effet spécifique sur les écoulements et associé à un type particulier d'unité fonctionnelle (Montgomery *et al.*, 2003). En plus de la structure de l'embâcle, la profondeur des mouilles dépend de la géométrie du chenal, de la taille des sédiments de surface, de la rugosité relative des particules, du calibre et de la fourniture de charge de fond et de la pente du chenal (Buffington *et al.*, 2002 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003). Les mouilles érodées par la déviation des eaux autour des embâcles présentent des profondeurs à la fois plus grandes et plus variables que les autres types de mouilles (Abbe et Montgomery, 1996).

Plusieurs auteurs rapportent que les accumulations de bois stables peuvent déterminer la fréquence des mouilles à l'échelle du tronçon (Andrus *et al.*, 1988 ; Robison et Beschta, 1990a ; Abbe et Montgomery, 1996 ; Beechie et Sibley, 1997 ; Montgomery *et al.*, 2003). Beechie et Sibley (1997) ont observé, par exemple, que la distance moyenne entre les mouilles est inversement liée à l'abondance de bois mort dans le chenal. Néanmoins, la fréquence des mouilles dans un tronçon est très variable pour une quantité de bois mort donnée, reflétant à la fois les caractéristiques régionales et spécifiques du site ainsi que du bois (Montgomery *et al.*, 2003). Sur sept cours d'eau d'ordre 2 à 4, Keller et MacDonald (1995) observent que 50 à 87% des mouilles sont associées à une accumulation de bois. Abbe et Montgomery (1996) rapportent une valeur similaire (70%). Dans les cours d'eau à substrat

grossier et à pente moyenne ( $>0,01$ ), il est finalement difficile d'observer des mouilles qui ne soient pas formées ou fortement influencées par le bois mort (Zimmerman *et al.*, 1967 ; Keller et Swanson, 1979 ; Lisle, 1986 ; Andrus *et al.*, 1988 ; Robison et Beschta, 1990 ; Keller *et al.*, 1995 ; Abbe et Montgomery, 1996).

#### 2.1.1.2.2) Influence sur le profil en travers et le tracé en plan des cours d'eau

De nombreux auteurs rapportent l'influence du bois mort sur la stabilité des berges et la migration latérale des cours d'eau. On trouve notamment dans la littérature scientifique plusieurs exemples décrivant l'utilisation de structures de bois pour stabiliser les berges dans diverses régions du monde, comme en Allemagne (Gunkel, 1996, d'après Reich *et al.*, 2003), en Australie (Brooks *et al.*, 2001) et aux Etats-Unis (Mott, 1945 ; Edminster *et al.*, 1949 ; Abbe *et al.*, 1997 ; Derrick, 1997 d'après Reich *et al.*, 2003). Inversement, les accumulations de bois créent des turbulences qui peuvent augmenter l'érosion des berges (Boyer *et al.*, 1998 ; Haschenburger et Rice, 2003 ; Wallerstein et Thorne, 2004) et ainsi causer un élargissement du chenal (Hogan, 1986 ; Nakamura et Swanson, 1993). Dans un tronçon non perturbé de la rivière Tolt, Montgomery *et al.* (2003) montrent que le chenal s'élargit uniquement dans les zones où les embâcles dévient les écoulements vers les berges. Pettit *et al.* (2004) observent, quant à eux, une relation étroite entre la largeur du chenal et la taille des accumulations ( $r^2 = 0,67$ ) sur un cours d'eau d'Afrique du Sud. D'après leurs résultats, le profil en travers du chenal est d'autant plus large que les embâcles sont grands, mais ils soulignent également que cette relation n'est valable que pour un même type de cours d'eau.

En déviant les écoulements, les bois morts peuvent donc aussi bien protéger les berges que favoriser leur érosion (Montgomery *et al.*, 2003). Les pièces de bois flottées peuvent encore agir comme matériel décapant et éroder les berges par effet bulldozer (Piégay, 1993). La largeur du chenal peut ainsi varier considérablement au sein d'un même tronçon de cours d'eau (Montgomery *et al.*, 2003). Le contrôle du bois mort sur le taux d'érosion de berges affecte finalement la migration latérale des chenaux (Montgomery *et al.*, 2003).

### 2.1.1.2.3) Interactions avec la ripisylve

Deux études, l'une aux États-Unis (Trimble, 1997) et l'autre en Nouvelle Zélande (Davies-Colley, 1997), ont montré que les cours d'eau s'écoulant en forêt sont à la fois plus larges et plus variables en largeur que les cours d'eau sans forêt riveraine. Murgatroyd et Ternan (1983, d'après Montgomery *et al.*, 2003) rapportaient déjà qu'en Angleterre le reboisement d'un petit bassin versant avait entraîné une augmentation des érosions de berge et de la largeur du cours d'eau.

*A contrario*, d'autres auteurs ont démontré que les forêts riveraines favorisaient la stabilisation des berges (Stott, 1997 ; Smith, 1976 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003) et contribuaient à maintenir des sections de cours d'eau boisées relativement étroites (Montgomery *et al.*, 2003). Les taux d'érosion sont, notamment, inversement liés au pourcentage de racines dans les berges, prouvant que le système racinaire des arbres riverains favorise la cohésion des berges (Smith, 1976 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003). Dans certains milieux, comme en Écosse (Stott, 1997 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003), la canopée diminue également la fréquence du gel et limite ainsi la destruction des berges.

Les effets combinés du bois mort et de la végétation riveraine peuvent donc aussi bien augmenter ou diminuer la largeur moyenne et locale des tronçons de cours d'eau, selon le contexte géomorphologique du tronçon étudié (Thorne, 1990 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003). Zimmerman *et al.* (1967) avaient déjà montré que l'élargissement local du chenal associé à la déviation des eaux par la végétation est le principal paramètre de contrôle de la variabilité de la largeur le long du linéaire des cours d'eau dont le bassin versant possède une superficie inférieure à 1 km<sup>2</sup>. Des observations similaires ont également été faites dans les cours d'eau des forêts d'Amérique du Nord (Hogan, 1986 ; Robison et Beschta, 1990 ; Nakamura et Swanson, 1993 ; Keller *et al.*, 1995 ; Buffington et Montgomery, 1999 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003).

### 2.1.1.3) Avulsions et recoupement de méandres

Dans les secteurs fortement encombrés par les bois morts, l'augmentation de la fréquence des crues débordantes associée aux embâcles renforce considérablement le potentiel d'avulsion du chenal et favorise la création de bras

secondaires. Plusieurs auteurs soulignent l'effet remarquable des embâcles sur la création de chenaux latéraux et de chenaux d'avulsions dans les grands cours d'eau forestiers (Sedell et Froggatt, 1984 ; Sedell *et al.*, 1988 ; Nakamura et Swanson, 1993 ; Abbe et Montgomery, 1996). L'exhaussement du lit consécutif au blocage des écoulements renforce encore la capacité du cours d'eau à tracer un nouveau chenal dans la plaine d'inondation (Montgomery *et al.*, 2003).

Abbe *et al.* (2003) démontrent qu'il existe une relation statistique entre le rayon de courbure des méandres et la fréquence des crues débordantes. Sur la rivière Queets (Etat de Washington), les embâcles constituent des points stables qui retardent l'érosion des berges et la migration latérale du chenal (Abbe et Montgomery, 1996). Ainsi les portions de rivière qui sont obstruées par des embâcles présentent un rayon de courbure nettement inférieur aux méandres non obstrués (Abbe et Montgomery, 2003). Cette différence se traduit par une surélévation du niveau d'eau d'environ 0,5 m en faveur des méandres avec embâcles (Abbe *et al.*, 2003) et augmente la fréquence des débordements sur l'année ou lors des crues (Boyer *et al.*, 1998). Les avulsions de chenal sont donc contrôlées de manière indirecte par l'influence des bois morts sur la migration latérale des cours d'eau (Abbe *et al.*, 2003).

Les accumulations de bois peuvent favoriser les érosions de berges et par voie de conséquence les recoupements de méandre. Dans certains cas, les bois morts peuvent bloquer le chenal et dévier les écoulements vers la section interne des méandres, favorisant ainsi leur recouplement par déversement ou *chute cut-off* (Keller et Swanson, 1979 ; Gurnell *et al.*, 1995 ; Piégay, 2003). Le long des berges concaves de méandre, les bois morts peuvent cependant former une ligne continue qui agit comme une barrière de protection et limite les débordements dans la plaine d'inondation (Hickin, 1984). Sur la rivière Ain, Piégay (2003) a observé que les bois morts constituaient une ligne discontinue le long d'une berge concave et concentraient de ce fait les écoulements sur un axe particulier. Cette déviation des eaux est à l'origine d'une érosion de la plaine d'inondation et de la formation de chenaux de débordement préparant le recouplement. Néanmoins, du fait de l'évolution naturelle de la sinuosité des méandres, la position des chenaux de débordements change trop vite pour éroder suffisamment la plaine d'inondation et entraîner un recouplement. Cette dynamique particulière s'explique par l'évolution de l'occupation du sol du bassin versant de l'Ain après la Seconde guerre mondiale. Le

reboisement du corridor fluvial a entraîné un changement de la fréquence de recouplement des méandres grâce à la stabilisation des berges assurée par les lignes de débris ligneux et les arbres riverains (Piégay, 2003).

### 2.1.2) Modification du transport et du stockage de sédiments

#### *2.1.2.1) Transport de sédiment et stabilité verticale du lit*

Dans certains milieux, les bois morts limitent fortement le transport de sédiment à la fois par leur influence sur les écoulements et par leur capacité de rétention de sédiment. Les embâcles et pièces individuelles de bois peuvent réduire la capacité de transport en dissipant l'énergie du cours d'eau (Heede, 1972 ; Bilby, 1981), diminuer les vitesses locales en déviant les écoulements (Montgomery *et al.*, 2003), et constituer des barrages organiques qui piègent les sédiments (Bisson *et al.*, 1987 ; Nakamura et Swanson, 2003 ; Webb et Erskine, 2003).

La diminution globale de la vitesse des écoulements limite la capacité de transport des cours d'eau. Assani et Petit (1995) rapportent que le retrait des embâcles d'un petit cours d'eau de Belgique a engendré une augmentation de plus de 50% de la contrainte de cisaillement au niveau du lit et une amplification proportionnelle du transport de la charge de fond. Selon Harvey *et al.* (1988 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003), la disparition progressive des embâcles d'un grand cours d'eau de plaine, en Louisiane, aurait multiplié par 6 la capacité de transport.

Les embâcles de bois constituent également des pièges à sédiment efficaces capables de bloquer les alluvions et les flottants (Boyer *et al.*, 1998). Les dépôts associés aux embâcles peuvent représenter jusqu'à 70% des stocks de sédiment d'un cours d'eau (Gregory, 2003). Dans certains systèmes, les volumes de sédiments piégés par le bois mort dépassent la production annuelle de sédiment de plus de dix fois, ce qui régule le transfert de sédiment à travers le système fluvial (Swanson *et al.*, 1976 ; Hogan, 1986 ; Bilby et Ward, 1989 ; Nakamura et Swanson, 1993). Dans les bassins versants de montagne, les stockages associés aux bois morts et embâcles peuvent transformer une introduction stochastique de sédiment en une sortie relativement constante (Massong et Montgomery, 2000 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003). Le bois mort peut en effet agir comme un condensateur de sédiments et amortir significativement la variabilité temporelle de son transport dans

les cours d'eau présentant de grandes quantités de bois (Lancaster *et al.*, 2001 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003).

Localement, les accumulations de bois peuvent néanmoins avoir des effets très variables sur le stockage et le transport de sédiments. Contrairement aux exemples précédents, Smith *et al.* (1993) suggèrent que le retrait des embâcles dans les cours d'eau à lit graveleux aurait pour conséquence de réduire les turbulences hydrauliques et donc la mobilité des sédiments. De plus, plusieurs auteurs montrent que les embâcles peuvent provoquer un phénomène local d'érosion en accélérant les écoulements vers le fond du lit (Keller et Swanson, 1979 ; Mutz, 2003). Une étude récente (Wallerstein et Thorne, 2004) rapporte les résultats d'un projet de réintroduction de bois mort dans 23 tronçons de cours d'eau incisés de l'état du Mississippi. Wallerstein et Thorne (2004) ont ainsi observé que les embâcles peuvent soit provoquer l'érosion du lit par déviation des écoulements, soit favoriser le dépôt de sédiments par obstruction ou par diminution de la vitesse locale des eaux. A l'échelle du tronçon, ces auteurs montrent néanmoins que les embâcles stockent en moyenne plus de sédiments qu'ils n'en mobilisent, et que l'effet du bois mort est positif sur le budget sédimentaire.

Les bois morts limitent donc le transport de sédiments et favorisent ainsi la stabilité verticale du lit. Shields et Gippel (1995) montrent ainsi que des embâcles artificiels peuvent participer à la stabilisation des cours d'eau incisés. En dissipant l'énergie auparavant disponible pour le transport des sédiments, les barrages de bois peuvent également concourir au maintien d'un lit alluvial dans des tronçons de petits cours d'eau qui présenteraient autrement un lit rocheux (Montgomery *et al.*, 1996, 2003).

Inversement, de nombreux auteurs rapportent les effets néfastes de l'enlèvement des bois sur la pente et sur la stabilité verticale du lit (par exemple : Swanson *et al.*, 1976 ; Montgomery *et al.*, 1995, 1996). La rugosité hydraulique des bois morts joue un rôle particulièrement important dans les systèmes à forte pente et à substrat friable. Dans ces milieux, l'enlèvement des embâcles peut conduire à une incision dramatique, notamment quand il se combine à une augmentation des débits suite à l'urbanisation (Booth, 1990, 1991 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003). Localement, les variations verticales provoquées par les accumulations de bois sont par ailleurs d'autant plus fortes que le fond de vallée est encaissé, car il existe alors

d'autant moins de possibilités pour le chenal de migrer latéralement afin d'éviter l'obstacle (Montgomery *et al.*, 2003).

#### 2.1.2.2) Complexification morphologique du chenal et de la plaine d'inondation

Plusieurs auteurs décrivent les effets locaux des accumulations de bois sur les formes fluviales du chenal et de la plaine d'inondation.

##### 2.1.2.2.1) Formation des bancs

Le bois mort est un élément clef de la formation des îles et des bancs de galets (Bilby et Ward, 1989 ; Abbe et Montgomery, 1996 ; Steel *et al.*, 2003). Quand la déviation des écoulements érode une mouille, un banc nouveau se forme généralement, définissant partiellement les limites de la mouille (Montgomery *et al.*, 2003). Que ce soit en déviant localement les écoulements ou en créant un barrage organique, les accumulations de bois peuvent alors forcer le dépôt de sédiments et amorcer la formation d'un banc (Montgomery *et al.*, 2003).

##### 2.1.2.2.2) Développement de la ripisylve et de la plaine d'inondation

En favorisant l'établissement d'un faciès géomorphologique permanent, comme par exemple une île, les bois morts peuvent finalement participer au développement de la plaine d'inondation et des communautés végétales associées (Pettit *et al.*, 2004 ; Piégay, 2003). Dans les cours d'eau à graviers, les embâcles sont à l'origine de la formation d'îles boisées car ils représentent des sites privilégiés pour l'établissement de la végétation (Swanson, 1988 ; d'après Piégay, 2003). Les accumulations de bois mort sont des microenvironnements favorables pour la germination et le rejet des débris végétaux piégés (par reproduction végétative) car elles retiennent l'humidité et les nutriments (Ward, 1998 ; d'après Pettit *et al.*, 2004). Elles garantissent également la protection des végétaux contre l'abrasion, la sécheresse et les herbivores (Naiman et Décamps, 1997 ; d'après Pettit *et al.*, 2004).

Piégay (2003) présente une étude comparative de deux cours d'eau qui illustre bien le rôle différent que peut jouer le bois mort sur l'établissement de la forêt et sur le développement de la plaine d'inondation. Dans la rivière Tagliamento, en



Italie, les embâcles sont constitués d'une grande proportion d'éléments ligneux encore vivants et les conditions favorables à une forte reproduction végétative permettent l'établissement d'îles végétalisées en 12 mois (Gurnell, 2003). Ce rapide développement des îles s'explique notamment par la croissance très rapide des espèces pionnières locales, et plus particulièrement du Peuplier noir (*Populus nigra*), par rapport à la fréquence relativement faible des crues efficaces en terme d'érosion et de renouvellement des milieux (Gurnell, 2003). Le cas de la Drôme contraste avec l'exemple précédent, car peu de végétation se développe derrière les embâcles de cette rivière. Parmi les arbres déracinés qui sont déposés sur les bancs lors des phases de décrue, quelques uns continuent à se développer mais la plupart ne survivent pas à la deuxième saison (Piégay, 2003). Dans le cas de la Drôme encore, les accumulations de bois sont finalement des sites importants pour la régénération du Peuplier noir mais elles ne permettent, à long terme, ni l'établissement de la végétation ni la formation d'îles (Piégay, 2003).

Dans les petits cours d'eau de montagne, les accumulations sédimentaires associées au bois mort peuvent influencer la formation du fond de vallée. Le naturaliste John Muir racontait déjà en 1878 comment la chute d'un arbre dans ce type de cours d'eau pouvait bloquer le chenal, augmenter localement le niveau d'eau, tuer les arbres voisins et déboiser ainsi la zone dans laquelle les sédiments s'accumulaient, transformant le bassin créé par le barrage en zone humide (d'après Montgomery *et al.*, 2003). Dans un cours d'eau confiné de tête de bassin, Abbe (2000, d'après Montgomery *et al.*, 2003) rapporte que les sédiments stockés par les embâcles peuvent, à terme, former des terrasses de plus de 10 m de haut et contenir plus de 10 000 m<sup>3</sup> de sédiments. Les effets du bois mort sur les variations verticales et horizontales du ou des chenaux et sur la variabilité des dépôts de sédiments se traduisent finalement par une topographie plus irrégulière et un relief plus marqué du fond de vallée (Montgomery *et al.*, 2003).

#### 2.1.2.2.3) Style fluvial

Les effets du bois sur l'hydraulique du chenal et le transport de sédiments contrôlent fortement la morphologie des tronçons de cours d'eau dans les bassins forestiers (Montgomery *et al.*, 2003). Les embâcles peuvent notamment transformer un cours d'eau à chenal unique en chenaux multiples. Les études historiques des fonds de vallée révèlent que les accumulations de bois à l'Holocène pouvaient contribuer à la préservation de zones marécageuses dans la plaines d'inondation, amorcer des avulsions et créer et maintenir alors un style fluvial anastomosé (Collins et Montgomery 2001, 2002 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003). Harwood et Brown (1993 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003) rapportent également que les embâcles et pièces individuelles stables divisent les écoulements en plusieurs chenaux et concourent ainsi au maintien d'un chenal anastomosé au sein d'un corridor boisé semi-naturel en Irlande.

#### 2.1.2.3) *Effets sur les vitesses, les profondeurs et la taille des particules*

Nous avons vu précédemment que l'accroissement de la rugosité hydraulique du cours d'eau par le bois limite la contrainte de cisaillement au niveau du lit et donc la capacité de transport du cours d'eau. Cette diminution de la capacité de transport se traduit généralement par une baisse globale de la taille des particules constituant le lit du chenal au niveau du tronçon (Lisle, 1995 ; Montgomery *et al.*, 2003). Buffington et Montgomery (1999 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003) ont observé que la rugosité combinée du lit, des berges et du bois, pouvait causer une réduction de plus de 90% de la taille médiane des particules de surface par rapport à celle d'un chenal large, plat et à faible rugosité. Buffington et Montgomery (1999 ; d'après Montgomery *et al.*, 2003) ont également montré qu'à l'échelle du tronçon, la taille moyenne des particules formant le substrat était inversement liée à la quantité totale de bois présent dans le tronçon.

Inversement, un accroissement de la taille des particules constituant le substrat peut localement être observé à l'aval des embâcles, car le piégeage de sédiments par ces derniers entraîne un transport sélectif des particules. A l'échelle du tronçon, mais aussi du secteur et même de l'unité, le bois mort génère des

variations spatiales de la contrainte de cisaillement et augmente ainsi la variabilité des faciès granulométriques (Montgomery *et al.*, 2003).

Zika et Peter (2002) décrivent les résultats d'une introduction expérimentale de bois mort en vue de restaurer les conditions d'habitat aquatique dans un bassin du Liechtenstein. Cette étude montre que les bois morts ont considérablement augmenté la proportion de sédiments organiques fins du fait de la diminution de la vitesse moyenne des écoulements. Les auteurs rapportent également une variabilité accrue des profondeurs d'eau et des vitesses d'écoulement, les vitesses maximales étant plus élevées dans les sections restaurées par réintroduction de bois. Dans un cours d'eau sableux du Mississippi, une expérience similaire montre une augmentation de 40 à 100% de la profondeur moyenne de l'eau, en lien avec les incisions locales adjacentes aux structures de bois et les retours d'eau créés par les barrages de castors, ainsi qu'une hausse de 70% de leur écart-type (Shields *et al.*, 2004). Les érosions de berges causées par les embâcles peuvent enfin élargir localement le chenal et diminuer la profondeur locale (Haschenburger et Rice, 2004).

## **2.2) Fonctions écologiques du bois mort dans les cours d'eau**

Le bois mort influence fortement le fonctionnement écologique des cours d'eau, quelque soit leur taille (Piégay, 2003), et ce à différentes échelles spatiales (Wondzell et Bisson, 2003). Il augmente la biodiversité des écosystèmes, de manière directe ou indirecte, en agissant essentiellement sur l'alimentation des espèces et sur l'abondance et la structure des habitats.

### **2.2.1) Conditions d'habitat**

#### ***2.2.1.1) Le bois mort comme habitat***

##### ***2.2.1.1.1) Habitat spécifique ou facultatif***

Le bois mort peut servir d'habitat exclusif pour certaines espèces très spécialisées qui ne pourraient subsister si les accumulations de bois mort venaient à disparaître. C'est le cas de certaines espèces d'isopodes et de mollusques

(Wondzell et Bisson, 2003) ainsi que d'un grand nombre de larves de macroinvertébrés (Benke et Wallace, 2003).

Il existe également beaucoup d'espèces pour lesquelles l'utilisation du bois comme habitat est facultative. Ces dernières peuvent nicher dans le bois si celui-ci est présent, mais leur existence n'est pas remise en question dans le cas contraire. On peut notamment citer la salamandre de Van Dyke que l'on retrouve souvent sur les pièces de bois relativement décomposées (Blessing *et al.*, 1999 ; d'après Wondzell et Bisson, 2003). L'effet du bois sur l'abondance de ces espèces dépend alors de la disponibilité d'autres formes d'habitat (Wallace *et al.*, 1995).

Le bois mort peut encore être utilisé par certaines espèces à certaines périodes de leur cycle de vie. Les invertébrés sont notamment connus pour utiliser le bois de plusieurs façons selon les étapes de leur cycle de vie (Benke et Wallace, 2003) : quelques larves d'insectes utilisent les brindilles et les petits morceaux d'écorce pour se construire des habitations mobiles ; les invertébrés adultes se servent du bois mort comme refuge et comme site de reproduction. Beaucoup d'invertébrés, et particulièrement les larves d'insectes, utilisent les morceaux de bois comme refuge en creusant des galeries ou en occupant les fissures de l'écorce. Les embâcles, les pièces de bois flottantes ou toutes sortes de bois émergents servent également de site de perchage à de nombreuses espèces d'oiseaux pendant leur activité de chasse (Ehrlich *et al.*, 1988 ; Mason et Koon, 1985 ; d'après Steel *et al.*, 2003). D'après Maser *et al.* (1988), ces prédateurs visuels utilisent le bois pour maximiser leur temps de chasse tout en conservant leur énergie. Les embâcles constituent enfin des sites de ponte pour certaines espèces de tortues aux Etats-Unis (Nussbaum *et al.*, 1983 ; d'après Steel *et al.*, 2003).

#### 2.2.1.1.2) Substrat unique

Plusieurs études réalisées au sud-est des États-Unis ont démontré que les espèces d'invertébrés prédatrices peuvent être observées sur n'importe quel substrat solide (Benke *et al.*, 1984, 2001 ; Smock *et al.*, 1985 ; Smith et Smock, 1992 ; d'après Benke et Wallace, 2003). Or les pièces de bois peuvent constituer un substrat dur et relativement stable (Benke *et al.*, 1985 ; Benke et Wallace, 2003). Si elles sont bien ancrées au fond du chenal ou en berges, elles sont moins susceptibles que les particules de sédiments constituant le lit d'être déstabilisées par

les écoulements et d'être déplacées pendant les crues (Wallace et Benke, 1984 ; Benke et Wallace, 2003). L'importance des bois morts en tant que substrat n'est pourtant claire que dans les estuaires, les lacs et les cours d'eau caractérisés par une pente faible et un lit de sédiments fins (Benke *et al.*, 1985 ; Benke et Wallace, 2003). Dans ces milieux, le bois constitue parfois l'unique substrat dur disponible et les macroinvertébrés associés au bois mort peuvent représenter une partie importante de la biomasse totale (Benke *et al.*, 1985 ; Smoke *et al.*, 1989 ; Benke et Wallace, 2003). Les arbres entiers (ou *snags*) jouent ainsi le rôle de substrat dans les cours d'eau des plaines côtières où les habitats benthiques sont dominés par des sables en mouvement permanent (Benke *et al.*, 1984).

#### *2.2.1.2) Le bois comme élément structural de l'habitat physique*

Le bois mort est plus généralement considéré comme un élément de l'environnement physique qui modifie indirectement les conditions d'habitat et de productivité des espèces.

##### *2.2.1.2.1) Le bois mort contrôle le nombre et le type d'habitats à l'échelle du tronçon*

Les bois morts créent une mosaïque d'habitats au sein du chenal et de ses marges qui bénéficient à de nombreuses espèces (Steel *et al.*, 2003). Les processus géomorphologiques liés au bois mort dans les cours d'eau participent à la formation de mouilles, de bancs, et de bras annexes ainsi qu'à l'établissement des forêts riveraines (Montgomery *et al.*, 2003 ; Mutz, 2003 ; Piégay, 2003 ; Swanson, 2003). Tous ces processus tendent à former des plaines d'inondation complexes à chenaux multiples, reconnues pour présenter une forte biodiversité (Wondzell et Bisson, 2003).

L'importance des mouilles en tant qu'habitat est bien connue pour les communautés piscicoles ainsi que pour les amphibiens (Bilby et Bisson, 1987 ; Doloff et Warren, 2003 ; Zalewski *et al.*, 2003). Les mouilles jouent par ailleurs un rôle reconnu pour la survie des poissons lors des périodes d'étiage et lors des fortes crues (Doloff, 1994 ; d'après Henderson, 2003). Dans les petits cours d'eau de montagne, les accumulations de bois créent des séquences mouilles-seuils, caractérisées par une alternance de secteurs à vitesses et profondeurs variables,

reconnues pour enrichir la diversité des habitats à l'échelle du tronçon (Bilby et Lickens, 1980 ; Smock *et al.*, 1989). Dans les grands cours d'eau, les mouilles formées à l'amont des embâcles accueillent des communautés d'invertébrés encore plus abondantes et diversifiées (Benke et Wallace, 2003).

Dans les cours d'eau du nord-ouest des États-Unis, Bisson *et al.* (1987) démontrent également que l'élargissement du chenal et la formation de bancs associés aux obstructions de bois permettent le développement de petits tronçons en tresses et de chenaux latéraux qui constituent d'importantes zones de fraie pour les truites et les saumons. Les bois morts créent une diversité de faciès granulométriques nécessaires aux besoins spécifiques de certaines espèces de poissons pour frayer (Buffington et Montgomery, 1999 ; d'après Wondzell et Bisson, 2003).

De nombreuses espèces de la faune riveraine utilisent les îles et les bancs formés par les accumulations de bois (Abbe et Montgomery, 1996). Les îles pionnières accueillent généralement un grand nombre d'insectes (Rector, 1991 ; d'après Steel *et al.*, 2003). Sabo (2000 ; d'après Steel *et al.*, 2003) montre que la présence de bancs de galets contribue à augmenter le taux de ponte du lézard *Sceloporus occidentalis* dans les rivières du Colorado.

#### 2.2.1.2.2) Complexification de l'habitat existant

L'architecture des accumulations de bois et son effet sur les écoulements ajoutent une complexité à l'échelle de l'unité d'habitat (Wondzell et Bisson, 2003). Celle-ci joue un rôle important dans de nombreux écosystèmes (Steel *et al.*, 2003). Les accumulations de bois contribuent à isoler visuellement les individus et limitent ainsi la compétition entre ces derniers (Angermeier et Karr, 1984 ; Crook et Robertson, 1999). Elles fournissent également une variété de refuges et de caches, favorisant la protection des espèces contre les perturbations, les fortes vitesses et les prédateurs (Thévenet, 1995 ; Zika et Peter, 2002 ; Wondzell et Bisson, 2003). La complexité structurelle créée par le bois limite particulièrement les perturbations des communautés d'invertébrés pendant les crues et favorise la survie des communautés piscicoles durant l'hiver (Borchardt, 1993 ; Palmer *et al.*, 1996 ; McMahon et Hartman, 1989 ; Quinn et Peterson, 1996 ; Harvey *et al.*, 1999 ; d'après Wondzell et Bisson, 2003). Dans les mouilles, les embâcles créent enfin une

mosaïque de microhabitats caractérisés par une variété de profondeurs et de vitesses d'écoulement. Ils contribuent, de cette manière, à cloisonner l'habitat et à faire cohabiter plusieurs espèces et classes d'âge (Reeves *et al.*, 1997 ; Reeves *et al.*, 1998 ; Thévenet et Statzner, 1999 ; d'après Wondzell et Bisson, 2003).

### 2.2.2) Support de l'alimentation de la faune aquatique et terrestre

Bien que quelques espèces d'insectes se nourrissent exclusivement de bois mort (Hoffman et Hering, 2000 ; d'après Wondzell et Bisson, 2003), les bois morts ne fournissent généralement pas une forme d'énergie directement utilisable par l'écosystème (Wondzell et Bisson, 2003). Ils se décomposent lentement, plus particulièrement dans l'eau (conditions anaérobies), et uniquement en surface (Harmon *et al.*, 1986). Toutefois, les pièces de bois peuvent se désagréger par abrasion lors de phases de transport violentes et, quelquefois, fournir une grande quantité de fines particules organiques (Ward et Aumen, 1986 ; d'après Wondzell et Bisson, 2003). Ils sont tout de même bien plus résistants que les autres matières organiques (feuilles, tiges...) et ne représentent donc pas une source de nourriture significative dans la plupart des chaînes alimentaires des cours d'eau tempérés (Wondzell et Bisson, 2003 ; Bilby, 2003).

Les bois morts jouent cependant un rôle significatif dans l'alimentation des espèces aquatiques et terrestres en augmentant la disponibilité immédiate et locale de nourriture (Steel *et al.*, 2003).

#### *2.2.2.1) Rétention de matière organique*

Les accumulations de bois jouent un rôle important dans la rétention et le stockage des matières organiques (Wondzell et Bisson, 2003) : les embâcles peuvent piéger de grandes quantités de sédiments organiques fins, des débris végétaux de toutes sortes (feuilles, brindilles...) et même des cadavres de poissons ou d'animaux (Angermeier et Karr, 1984 ; Smock *et al.*, 1989 ; Wallace *et al.*, 1995). Les embâcles peuvent également piéger des graines dont certaines espèces se nourrissent, et favoriser par la suite leur germination et donc le développement d'une future source de nourriture complémentaire (Steel *et al.*, 2003).

#### 2.2.2.2) *Augmentation de la production primaire*

Les bois morts peuvent influencer indirectement la productivité et la composition en espèces des communautés d'invertébrés en augmentant la production primaire (Elosegi et Johnson, 2003). Dans un cours d'eau fortement aménagé d'Australie, Treadwell (2000 ; d'après Elosegi et Johnson, 2003) a observé que la production primaire de *périphyton* croissant sur le bois mort pouvait assurer une grande proportion des besoins nutritionnels des invertébrés herbivores.

Les bois morts permettent le développement de biofilms qui constituent une source de nourriture supplémentaire par rapport aux substrats minéraux (Benke et Wallace, 2003). L'humidité des accumulations de bois favorise enfin la croissance des champignons et donc la disponibilité d'une nouvelle source de nourriture (Harmon *et al.*, 1986).

#### 2.2.2.3) *Modification des chaînes alimentaires*

Les bois morts fournissent, à la fois, un habitat et une source de nourriture pour les invertébrés et insectes aquatiques qui constituent une partie de la chaîne alimentaire dont dépendent de nombreuses autres espèces au sommet de la chaîne (Steel *et al.*, 2003). Ils supportent de ce fait indirectement l'alimentation d'une partie de la faune aquatique et terrestre (Wallace et Benke, 1984).

Les accumulations de bois constituent notamment des sites d'alimentation pour les macroinvertébrés prédateurs ainsi que pour certaines espèces de poissons (Wondzell et Bisson, 2003). D'après Steel *et al.* (2003), les insectes aquatiques représentent la première source de nourriture des reptiles et des amphibiens. Les bois morts peuvent également contribuer indirectement à l'alimentation de certains mammifères (Steel *et al.*, 1999). Par exemple, une opération de réintroduction volontaire de bois à Montréal a multiplié par 2 la biomasse des écrevisses qui représentent une part importante du régime alimentaire des visons dans cette région (Burgess, 1980 ; d'après Steel *et al.*, 2003). De nombreux auteurs montrent que la charge de bois mort d'un cours d'eau est liée à l'abondance et à la diversité des poissons (Bisson *et al.*, 1987, 2003 ; Thévenet, 1995, 1998). Ces derniers peuvent à leur tour constituer une source de nourriture pour d'autres espèces ripariaines telles



que les ours, les loutres d'eau douce ou encore les martin-pêcheurs (Steel *et al.*, 2003).

Pour les communautés d'invertébrés, le principal intérêt de la présence des bois morts, par rapport aux substrats minéraux, est finalement « *la possibilité d'exploiter de nombreuses sources de nourriture en employant diverses stratégies d'alimentation* » (Benke et Wallace, 2003), c'est-à-dire l'accès à une plus grande diversité de nourriture que les substrats minéraux. Les bois morts contribuent ainsi à déterminer la composition des communautés d'invertébrés et donc l'abondance relative des différents groupes alimentaires fonctionnels (Benke *et al.*, 1985 ; Wallace *et al.*, 1985 ; Wondzell et Bisson, 2003). Ils influencent ainsi la structure trophique des écosystèmes fluviaux (Smock *et al.*, 1989).

### 2.2.3) Conclusion

La présence de bois mort favorise à la fois la diversification et la complexification de l'habitat physique, depuis l'échelle des particules de sédiment constituant le fond du lit jusqu'à celle du tronçon entier. Il affecte également à plusieurs niveaux la chaîne alimentaire de la faune aquatique et riveraine et influence ainsi le fonctionnement trophique des écosystèmes fluviaux.

Les effets du bois mort sur les communautés vivantes se traduisent par une augmentation de l'abondance et de la diversité des espèces. Benke *et al.* (1985) ont observé que les embâcles, bien que ne représentant que 4% des habitats de la rivière Satilla, pouvaient contenir 60% de la biomasse en invertébrés par mètre de cours d'eau. Des pêches électriques réalisées sur trois grands cours d'eau français, la Drôme, la Loire et le Rhône, ont montré sans ambiguïté que les secteurs encombrés par le bois mort abritent un peuplement piscicole plus abondant et plus diversifié que les secteurs sans bois (Thévenet, 1995, 1998). Zika et Peter (2002) rapportent également qu'une introduction de bois mort dans un cours d'eau du Liechtenstein a considérablement augmenté l'abondance, la taille, la biomasse et la variabilité de taille de deux espèces de truites. De nombreux autres auteurs montrent que l'abondance et la diversité des poissons est liée à la présence de bois mort dans le cours d'eau (Bisson *et al.*, 1987, 2003 ; Zalewski *et al.*, 2003).

Toutefois, les effets du bois mort varient selon les conditions locales (Steel *et al.*, 2003). En Oregon, Chen (1999 ; d'après Wondzell et Bisson, 2003) n'a pas

observé d'impact sur l'abondance des poissons entre les mouilles avec ou sans bois. Il conclut que le « non-effet » du bois mort était lié à un manque de compétition interspécifique dans la population piscicole. Dans un cours d'eau tropical, Pyron et al. (1999 ; d'après Wondzell et Bisson, 2003) rapportent que les embâcles ont peu d'effet sur les populations de crevettes d'eau douce, car les blocs de pierre et les galets leur fournissent un substrat suffisamment stable. Dans les cours d'eau très dégradés, les peuplements piscicoles sont généralement bien moins abondants et diversifiés (Elosegi et Johnson, 2003). Pourtant, le rôle du bois est ici d'autant plus important qu'il existe peu de structures stables dans le chenal. Les bois morts participent également à la lutte contre l'eutrophisation des cours d'eau agricoles en fixant les phosphates (Dickinson, 1996 ; d'après Elosegi et Johnson, 2003).

Finalement, les tronçons de cours d'eau drainant des zones boisées présentent généralement une biodiversité supérieure à celle des autres tronçons (Wondzell et Bisson, 2003). Néanmoins, il est en pratique impossible de différencier les effets liés à l'abondance du bois mort de ceux liés aux autres caractéristiques des cours d'eau de forêts tels que la luminosité, la température, la qualité de l'eau ou la morphologie du chenal (Wondzell et Bisson, 2003).



### **3) INFLUENCE DU BOIS MORT SUR LES ACTIVITES HUMAINES ET IMPLICATIONS EN MATIERE DE GESTION**

#### **3.1) Risques et nuisances associés aux bois morts**

Dans les sociétés développées, la présence de bois morts dans les cours d'eau peut entraîner des nuisances et s'avérer incompatible avec les enjeux en matière de sécurité. De fait, jusqu'à une période récente en France, l'enlèvement systématique des bois morts des cours d'eau était encouragé (Ministère de l'Environnement et Agence de l'Eau, 1985). De nombreuses raisons ont justifié cette politique :

- Ils perturbent la navigation (Triska, 1984 ; Sedell et Froggatt, 1984 ; Petts *et al.*, 1989) et le problème concerne autant les bateaux de commerce présents dans les grands cours d'eau (Piégay, 2003) que les canoés-kayaks et petites embarcations de loisirs dans les cours d'eau de différentes tailles (Gurnell *et al.*, 2002). Les bois morts flottés sont la cause d'avaries ou d'incidents sur les bateaux et les embâcles constituent quelquefois des obstacles difficilement franchissables.
- Ils déstabilisent et endommagent les infrastructures présentes dans le chenal (ponts, barrages, digues, panneaux de signalisation, seuils...). Des études récentes ont permis de comprendre comment les bois morts participent au sapement des piles de ponts et de déterminer la sensibilité de leur architecture vis-à-vis des embâcles (Diehl, 1997 ; Wallerstein, 1998 ; Kothiyari et Ranga Raju, 2001).
- Au niveau des centrales hydroélectriques, les bois morts s'accumulent contre les grilles des prises d'eau et occasionnent des pertes de charges, voire l'arrêt des groupes. Parfois même, les débris coulent dans la retenue et s'accumulent au pied du barrage. A terme, ce phénomène multiplie les problèmes de fonctionnement du barrage (obstruction de la vanne de fond) et occasionne dans certains cas des problèmes environnementaux (pollution par

eutrophisation). Dans le cas des infrastructures hydroélectriques, le coût des interventions liées aux bois morts est parfois connu. Au barrage de Saint-Egrève sur l'Isère, les dépenses pour l'extraction et le traitement des matériaux piégés s'élève par exemple à 20 134 euros hors taxes pour l'année 2001 (source : EDF). Au niveau du barrage de Génissiat, de 1990 à 1998, le coût annuel moyen des extractions est de 71 080 euros (source : EDF).

- Les embâcles peuvent, quelquefois, augmenter les fréquences d'inondation dans les petits cours d'eau, particulièrement en milieu urbain (Boyer *et al.*, 1998). Les volumes de bois des rivières entretenues et aménagées sont cependant généralement trop faibles par rapport à la section du chenal pour représenter un facteur réel d'aggravation des inondations (Piégay, 2003). Le risque maximal se rencontre lors des ruptures d'embâcles, dont la brutalité peut avoir des conséquences dommageables. Néanmoins, les volumes de bois observés sur les rivières françaises sont en général trop faibles, et les conséquences de la rupture se limitent aux quelques dizaines de mètres situés à l'aval de l'embâcle. Enfin, la probabilité d'avoir une rupture simultanée de plusieurs embâcles stockant de petites quantités d'eau est très faible (Maridet *et al.*, 1996).
- Ils peuvent localement provoquer l'érosion des berges et du lit.
- Ils peuvent modifier la toxicité de l'eau notamment lors de leur décomposition. Ishikawa (1989) montre sur un grand bassin versant que les bois morts absorbent les effluents pollués d'origines anthropiques.
- Les bois morts peuvent enfin avoir un impact paysager. Au droit des barrages, les accumulations de bois mort sont généralement perçues comme inacceptables, du fait de leurs aspects et des odeurs qu'elles génèrent. Le désordre apparent, assimilé à de la « saleté » et à un défaut d'entretien produit par les accumulations de bois morts dans les cours d'eau ne doit pas non plus être négligé. En fin de cycle, les bois morts et autres déchets flottants parviennent aux mers et océans et peuvent être ramenés par des vents et courants favorables sur les plages aux alentours de l'embouchure du

cours d'eau (Trivalor, 1998). Ils génèrent ainsi une pollution visuelle défavorable à l'économie touristique des stations balnéaires.

### **3.2) Evolution générale des pratiques de gestion**

#### **3.2.1) Enlèvement systématique**

Pour faciliter l'écoulement des eaux, l'enlèvement systématique des bois morts du lit du cours d'eau était la solution qui était privilégiée jusqu'à une période très récente. La loi Barnier du 2 février 1995 relative au renforcement de la protection de l'environnement stipule notamment que « *tout propriétaire est tenu à un curage régulier pour rétablir le cours d'eau dans sa largeur et sa profondeur naturelles, à l'entretien de la rive par élagage et recépage de la végétation arborée et à l'enlèvement des embâcles et débris, flottants ou non, afin de maintenir l'écoulement naturel des eaux, d'assurer la bonne tenue des berges et de préserver la faune et la flore dans le respect du bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques* ».

#### **3.2.2) Prise de conscience de l'intérêt écologique du bois mort**

Différentes études ont montré que cette pratique de l'enlèvement systématique des bois morts du cours d'eau a des conséquences néfastes à plusieurs égards. Elle provoque une augmentation des vitesses d'écoulement et des risques d'inondation consécutifs (Keller et MacDonald, 1995). Le retrait des embâcles favorise l'exportation des éléments minéraux (Beschta, 1979; Smith *et al.*, 1993) et organiques les plus fins (Bilby et Likens, 1980), ce qui entraîne un décolmatage du lit et favorise l'accroissement de la proportion des particules de granulométrie grossière (Stracchi *et al.*, 1995). Le nombre, la surface et le volume des mouilles diminuent, globalement pour Bilby (1984) et Lisle (1995) et localement pour Smith *et al.* (1993). L'homogénéisation du milieu physique se répercute alors sur le compartiment biologique et se traduit notamment par une baisse de l'abondance piscicole (Elliott, 1979 ; Bryant, 1983 ; Dollof, 1986 ; Elliott, 1986).

Aujourd'hui, la présence des bois morts dans les cours d'eau peut sans aucun doute apporter des bénéfices socio-économiques importants, plus particulièrement

dans les pays développés (Elosegi et Johnson, 2003). Combinées avec des opérations de restauration ou des efforts de préservation des marges riveraines, des opérations de réintroduction de bois sont réalisées afin d'accélérer la rétention de sédiments et de participer à la stabilisation des cours d'eau incisés (Shields et Gippel, 1995). Les effets combinés de la ripisylve et des bois morts, fournissant de l'ombre, du matériel organique et des conditions d'habitat variées, peuvent améliorer la biodiversité à de multiples niveaux trophiques (Elosegi et Johnson, 2003). Enfin, les embâcles peuvent contribuer au « ralentissement dynamique des eaux », concept qui vise à ralentir les écoulements tout au long de leur parcours afin de préserver les secteurs aval de l'inondation.

Les gestionnaires et propriétaires ont commencé à comprendre l'intérêt du bois et à adapter leurs approches en terme d'entretien, notamment dans les régions forestières des Etats-Unis tout d'abord (Bilby, 1984), puis maintenant à travers le monde (Elosegi et Johnson, 2003). En Europe, les gestionnaires de cours d'eau acceptent progressivement de maintenir quelques accumulations de bois stables pour contribuer à la lutte contre les inondations et à la valorisation écologique (Zika et Peter, 2002 ; Piégay, 2003). Les efforts de préservation du bois mort se concentrent essentiellement sur les tronçons amont, dans les secteurs où il n'existe pas d'infrastructures sensibles aux effets des embâcles et du transit des bois morts. Parallèlement, dans ces secteurs, depuis les années 1950 du fait d'un reboisement général des zones rurales, les embâcles sont devenus plus fréquents (Piégay, 2003).

### 3.2.3) Evolution des pratiques d'entretien : vers une gestion sectorisée

La complexité et l'interdépendance des processus physiques, biologiques et écologiques mettant en jeu la plaine alluviale et les bois morts rendent leur gestion difficile (Boyer *et al.*, 1998). Le principe de gestion ne peut plus se résumer à la politique de l'enlèvement systématique. Il doit se concevoir dans le cadre d'une gestion dite équilibrée « usage-milieu » et considérer à la fois les bienfaits des bois morts pour l'écosystème et les risques et désagréments qu'ils peuvent engendrer pour les riverains, les gestionnaires d'ouvrages et les infrastructures.

Les opérations d'entretien de la végétation des berges et du cours d'eau sont également onéreuses et ne sont pas toujours justifiées par la sensibilité des infrastructures. Elles sont même parfois paradoxales, comme par exemple la

suppression de tous les embâcles, mêmes les plus stables, suivie par la mise en place de structures en bois de type seuil pour rehausser le niveau d'eau et créer des abris pour les populations piscicoles (Dufour, 2000). Certains auteurs préconisent ainsi une gestion plus fine, adaptant le niveau d'entretien aux objectifs du secteur de rivière concerné (Gurnell *et al.*, 1995 ; Stracchi *et al.*, 1995 ; Boyer *et al.*, 1998).

Un tel plan d'entretien sectorisé a notamment été mis en œuvre sur la Drôme. Chaque année, l'enlèvement des embâcles est réalisé sur les tronçons endigués vulnérables aux débordements. En revanche, pour les tronçons moins sensibles, les opérations d'entretien sont limitées et une proportion variable d'embâcles est conservée, en fonction d'une part de la sensibilité du tronçon concerné, d'autre part selon l'impact bénéfique ou non de l'embâcle vis-à-vis de l'habitat aquatique (Piégay, 2003).

Cette approche nouvelle nécessite de renforcer nos connaissances concernant la dynamique des débris ligneux dans l'hydrosystème de manière à proposer des méthodes de gestion simples et adaptées. Si ces connaissances sont largement développées à l'échelle stationnelle, il est nécessaire aujourd'hui d'élargir la question de la dynamique du bois mort à des échelles plus larges (bassins versants de quelques centaines à quelques milliers de kilomètres carrés), celle qui concernent les praticiens.

### **3.3) Méthodes mises en place pour la gestion des corps flottants**

Les solutions techniques recensées dans la bibliographie pour la gestion des débris flottants reposent sur deux logiques :

- une logique de prévention, visant à limiter en amont les apports et/ou les risques liés aux débris flottants à l'aval,
- une logique curative ponctuelle nécessitant soit la mise en œuvre de moyens de récupération lourds, soit des manœuvres « périlleuses » et généralement coûteuses. Ces logiques concernent presque exclusivement les barrages hydroélectriques.



Les solutions techniques concernant le traitement et la valorisation des corps flottants après récupération ne sont pas abordées dans ce travail.

### 3.3.1) Méthodes développées dans le cadre d'une prévention des risques

Ces méthodes ont généralement pour but de limiter le transport des bois morts provenant de l'amont vers les secteurs sensibles situés à l'aval. Deux grands types d'intervention peuvent être différenciés selon qu'ils intègrent, ou non, des actions affectant les sources de production identifiées.

#### *3.3.1.1) Diminution des apports à la source*

Les bois morts constituent généralement la composante majoritaire des corps flottants et une partie variable des bois transitant en un point donné d'un cours d'eau provient des berges des tronçons amont. Un entretien périodique des berges et de la ripisylve peut donc permettre de diminuer localement les introductions de bois mort dans le cours d'eau.

Pour optimiser ces opérations d'entretien, la connaissance des boisements de berges (composition, âge et densité du peuplement) est fondamentale car elle détermine la périodicité des interventions. Il est également important de connaître l'origine probable des bois morts. Les abattages préventifs auront par exemple peu d'utilité sur certains torrents de montagne si la majorité des apports de bois proviennent de l'érosion des versants. De même, sur des cours d'eau à dynamique latérale active, l'entretien des seuls arbres penchés ou affouillés aura peu d'effet dans la mesure où une crue peut éroder une importante surface boisée de la plaine d'inondation (Boyer *et al.*, 1998).

Il existe quelques guides techniques pour aider les maîtres d'ouvrages dans leurs démarches. Toutefois, les solutions proposées concernent exclusivement les petits et moyens cours d'eau, en aucun cas les cours d'eau de grande taille. Par exemple, l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse a publié un guide dans le cadre des *Notes techniques du SDAGE* pour la gestion des boisements de rivières (Boyer *et al.*, 1998).

Si les bois morts sont majoritaires, les débris d'origine anthropique constituent cependant une proportion non négligeable des corps flottants. De grandes quantités de bois mort sont notamment produites lors des opérations d'élagage des boisements de berges et des travaux d'entretien du lit mineur (curage, scarification, faucardage,...). Les résidus ligneux et végétaux sont bien souvent laissés sur place et sont inmanquablement transportés par les eaux lors de la prochaine crue débordante (Boyer *et al.*, 1998). La limitation des apports de bois et végétaux d'origine anthropique passe alors par des recommandations aux maîtres d'ouvrages et aux propriétaires riverains responsables de l'entretien des berges et du cours d'eau.

Enfin, les déchets d'origine ménagère ou assimilés et de natures diverses (métaux, plastiques, encombrants...) proviennent généralement de rejets accidentels et de dépôts sur berges. Les programmes de résorption des décharges sauvages et les campagnes de sensibilisation et d'information des particuliers sont les principaux outils pour diminuer leur introduction dans le cours d'eau (Trivalor, 1998).

#### *3.3.1.2) Piégeage des corps flottants à l'amont des secteurs sensibles*

Lorsque l'on ne peut ou ne veut pas agir directement sur les sources de production, il est encore possible, en complément des interventions présentées ci-dessus, de stopper le transit des bois morts en amont des secteurs sensibles. Cette interception ne peut être pratiquée que ponctuellement sur quelques sites pour lesquels la mise en place d'infrastructures de piégeage est possible du fait de la présence d'un « espace libre » et sur lequel un accès est possible afin d'évacuer les éléments piégés. Trois grands types de structures piégeant les corps flottants existent :

- **PIEGE A FLOTTANTS**

Depuis quelques années, des structures de rétention sont utilisées en Allemagne et en Suisse pour prévenir le transfert des bois depuis les zones productrices amont jusqu'aux secteurs sensibles aval. Les ouvrages les plus courants sont constitués d'une série de barres verticales enfoncées dans le lit du cours d'eau, disposées en plan en forme de « V », et qui obstruent tout ou partie de la section du cours d'eau (Photographie 14). Ce dispositif se présente donc sous la forme générale d'une grille retenant les bois et corps flottants transportés par les écoulements.



**Photographie 14** : Piège à bois mort sur le Chämptnerbach (Suisse, G.R. Bezzola).

La géométrie de la grille formée par l'ouvrage (hauteur et espacement des barres, longueur et largeur de la grille, angle du « V ») doit être adaptée aux caractéristiques hydrologiques et morphologiques du cours d'eau. Des tests préalables en modèle réduit sont souvent réalisés pour calibrer l'ouvrage (Photographie 15). Ils permettent de simuler les effets éventuels de l'ouvrage sur la morphologie du chenal, et particulièrement pour éviter les affouillements de berges et l'incision du lit consécutifs aux remous hydrauliques et au piégeage des sédiments engendrés par les accumulations de bois.



**Photographie 15** : Tests en modèle réduit du piège à flottants installé sur la Gürbe (Suisse, G.R. Bezzola).

L'utilisation de ce type de structures est limitée à des cas où :

- la hauteur des berges est suffisante pour éviter que les remous n'engendrent des inondations,
- l'interruption du charriage ne pose pas de problèmes d'érosion,
- l'espace (volume de rétention) à l'amont de la structure est suffisant pour retenir le bois et les sédiments transportés pendant une crue.

En France, des structures similaires sont utilisées par les services du RTM (Restauration des Terrains de Montagne) pour prévenir les débordements torrentiels dans les cours d'eau de montagne.

Sur la Bourbre, en Isère, la commune de Bourgoin-Jallieu a également fait construire un piège à flottants (Photographie 16) en entrée de ville dans le but de limiter le risque d'embâcles au niveau des ponts situés en aval. Le piège est constitué d'une série de pieux (palplanches) espacés d'environ 2 mètres. Il est implanté en bordure du cours d'eau, sur une terrasse basse aménagée pour permettre la collecte des débris piégés. Le principe de fonctionnement de cet



ouvrage est de piéger les corps flottants transportés en crue tout en laissant libre une partie de la section hydraulique afin de ne pas trop affecter la ligne d'eau.



**Photographie 16 :** *Piège à flottants de la commune de Bourgoin-Jallieu (France, M. Boyer).*

### • BARRAGE FLOTTANT

Le Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP) utilise actuellement une série de barrages flottants pour lutter contre la pollution visuelle de la Seine. A Lyon, un barrage du même type a été expérimentalement mis en place en amont du pont Pasteur de février à décembre 1996. Son installation, son entretien et son suivi ont été financés par la CNR.

Ces barrages flottants, conçus par la société EMCC (Entreprise Morillon Corvol Courbot S.A), n'ont pas pour vocation de piéger la totalité des flux de corps flottants. Il s'agit de structures mobiles et partielles, larges de quelques mètres seulement, et de faible capacité de stockage. Les produits capturés doivent donc être régulièrement ramassés par un bateau-nettoyeur. La conception modulable des flotteurs permet des installations à géométrie variable et leur faible taille permet leur

utilisation dans des cours d'eau navigables. Ils sont généralement implantés dans les zones de passage préférentiel des corps flottants.

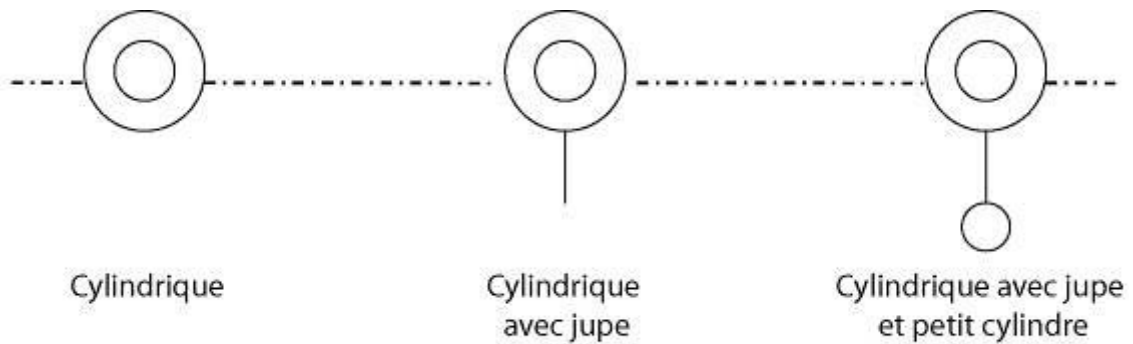
- **DROME**

Les dromes, barrages flottants de type « filet », ont pour fonction principale de dévier le flot de corps flottants. Elles peuvent être utilisées soit pour faciliter la récupération des flottants (Photographie 17), soit pour favoriser leur évacuation vers l'aval d'une infrastructure sensible. La plupart des dromes installées à ce jour ont été mises en place sur des ouvrages en rivière dont le marnage est limité (de l'ordre de 4 m). Il est à noter que plus le marnage est important, plus le fonctionnement de la drome devient complexe et délicat (EDF-SIRA, 1997).



**Photographie 17** : Principe de piégeage à l'aide des dromes (EDF).

Les types de dromes employés sont : drome à cylindre simple, drome à cylindre avec jupe seule, drome à cylindre avec jupe et quille (Figure 3). Ce dernier modèle est le plus efficace à condition de le lester correctement, mais la drome à cylindre simple assure probablement le meilleur compromis coût/efficacité.



**Figure 3** : Principaux types de drome (modifié d'après EDF-SIRA, 1997).

Les principaux problèmes de fonctionnement des dromes sont liés au blocage des corps flottants aux ancrages de la drome, qui doivent être coulissants pour s'adapter au niveau d'eau, ou se situer à la jonction entre deux éléments constituant la drome. Un carénage de cette jonction peut éviter les problèmes de blocage. Dans tous les cas, il faut prévoir une surveillance et un entretien régulier de la drome pour enlever les bois coincés et pour s'assurer de la stabilité des ancrages. De plus, la mise en place d'une drome n'empêche pas totalement le passage des corps flottants.

Enfin, il ne suffit pas que la drome retienne les bois mais il faut encore être en mesure de les évacuer régulièrement. Plusieurs solutions sont alors envisageables. Dans le cas des ouvrages hydroélectriques, le flux de corps flottants dévié par la drome peut être évacué :

- par un déchargeur : la drome peut être installée de manière que les flux de corps flottants soient préférentiellement acheminés en direction du déchargeur. On doit alors périodiquement procéder à des chasses pour évacuer les corps flottants.
- par un grappin hydraulique : les corps flottants peuvent être concentrés grâce à la drome en un certain point de la retenue du barrage puis récupérés par un grappin. Celui-ci peut se situer sur l'ouvrage même ou bien sur les berges plus amont selon que les corps flottants doivent être rejetés à l'aval de l'ouvrage ou acheminés vers une plateforme de stockage pour être traités. Les berges ont alors besoin d'être aménagées pour implanter un dispositif d'extraction des débris flottants.

Un dispositif similaire peut encore être mis en place au niveau de l'embouchure du canal d'amenée pour favoriser le cheminement des débris par le tronçon court-circuité de l'aménagement (Trivalor, 1998).

### 3.3.2) Méthodes de gestion des corps flottants sur les ouvrages hydroélectriques

Les moyens mis en œuvre pour l'évacuation des débris flottants accumulés au niveau des retenues des usines hydroélectriques sont de trois types :

- **le dégrillage** : il correspond à l'enlèvement systématique et régulier des corps flottants accumulés au niveau des grilles des prises d'eau à l'aide d'un appareil : le dégrilleur (Photographie 18). Il existe plusieurs types de dégrilleurs mais le principe de fonctionnement reste le même. Selon les indications du détecteur de perte de charge aux grilles, le dégrilleur est positionné, manuellement ou automatiquement, afin que la descente de l'appareil s'effectue le long des grilles de chaque prise d'eau. En fin de course, la poche du dégrilleur se referme sur les corps flottants puis remonte en raclant les grilles. Lorsqu'elle arrive en position haute, la poche s'ouvre, laissant tomber les débris dans une goulotte d'évacuation. Les débris extraits sont alors généralement rejetés vers l'aval. Certains sites sont équipés d'un tapis porteur qui permet la collecte et le tri des produits du dégrillage. Cette méthode possède néanmoins des limites : le diamètre, la longueur et le poids des matériaux à évacuer en sont les principaux paramètres limitants. Les dégrilleurs de la marque Jonneret, par exemple, ne peuvent remonter que des débris dont les dimensions n'excèdent pas 2 m en longueur et 20 cm en diamètre. Enfin, il arrive parfois que le matelas de déchets soit trop dense ou trop épais pour que la poche du dégrilleur puisse passer au travers. En effet, la descente de la poche se fait généralement par son seul poids (dégrilleurs à câble).





**Photographie 18 :** Dégrilleur du barrage de Saint-Egrève (Isère, France, B. Moulin).

- **les chasses** : elles consistent à évacuer par le déchargeur une grande partie des corps flottants accumulés contre le mur de la retenue de l'usine durant de courtes manœuvres. Pour favoriser l'acheminement des débris vers l'évacuateur, l'arrêt (ou déclenchement) successif de chaque groupe hydroélectrique peut être réalisé, ce qui produit un « coup de béliet » qui repousse les débris accumulés sur les prises d'eau.
- **les extractions** : lorsque le dégrillage est insuffisant et les chasses impossibles, les débris accumulés dans la retenue des barrages sont extraits par des moyens de préhension divers. Certains sites sont par exemple équipés d'engins lourds de levage (type grue de Potain) qui permettent d'extraire des troncs plus lourds et plus volumineux. Les exploitants d'ouvrages font également quelquefois appel à des prestataires de services pour faire enlever les bois morts, en particulier lorsque ceux-ci sont bloqués à des endroits inaccessibles au matériel d'extraction classique des barrages. Lorsque les bois stagnent trop longtemps, une grande partie d'entre eux coulent et s'accumulent

notamment au pied du barrage. La réalisation des extractions demande alors des moyens importants (utilisation de bateaux à grappin ou de bateau-poussoir pour regrouper les débris à proximité de l'aire d'extraction, intervention de plongeurs...). Ces procédés sont coûteux et nécessitent pour être rentable de grandes quantités de corps flottants.



#### **4) CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE**

Comme nous venons de le voir dans le détail lors cette première partie de la thèse, de nombreuses études ont été réalisées sur le bois mort depuis 1970. Tour à tour, elles ont montré les liens existants entre le bois mort et l'habitat aquatique, l'abondance de macroinvertébrés, la création d'habitats pour les poissons, le stockage des sédiments, la formation des mouilles. L'intérêt de la présence de bois mort dans les cours d'eau est aujourd'hui bien documenté. Le bois mort est reconnu par les scientifiques pour ses fonctions écologiques dans les cours d'eau (Thevenet, 1998).

Toutefois, le bois mort est longtemps resté perçu par les gestionnaires de cours d'eau et les riverains, comme un détritus, un débris pouvant même empêcher la migration ascendante des poissons mais aussi et surtout, comme une source de risque pour la sécurité publique, notamment en terme d'inondation, de navigation et de stabilité des infrastructures présentes sur les cours d'eau (Marzolf, 1978 ; Maser and Sedell, 1994 ; Diehl, 1997). Ce n'est que récemment que les différents acteurs de l'eau ont compris l'intérêt écologique du bois mort dans les cours d'eau et son rôle hydraulique face aux inondations.

Dans ce cadre, depuis quelque années, les recherches sur le bois mort s'orientent sur l'amélioration des connaissances des processus d'entrée et de transport et de distribution du bois morts (Piégay *et al.*, 2000 ; Abbe *et al.*, 2003). Si les premiers travaux expliquaient de manière théorique les entrées, le transport et la distribution du bois dans le chenal des cours d'eau (Keller et Swanson, 1979), les travaux les plus récents sont fondés sur des études de cas en milieu naturel, pour aborder la question de la distribution notamment (Nakamura and Swanson, 1993 ; Gurnell and Sweet, 1998 ; Piégay *et al.*, 1999 ; Gurnell *et al.*, 2000). Certains travaux sur la mobilité des bois morts ont également été conduits dans des chenaux expérimentaux (Braudrick *et al.*, 1997; Hartlieb and Bezzola, 2000 ; Braudrick and Grant, 2000). Toutefois, l'ensemble de ces études n'a concerné, d'une part que des torrents ou des petits cours d'eau, d'autre part elles n'ont été réalisées qu'à l'échelle de tronçon ou de bassin versant de petite taille (Martin et Benda, 2001 ; Marcus *et al.*, 2002).

La dynamique temporelle et spatiale du bois dans des cours d'eau plus grands est une question qui n'a été explorée que très récemment (Piégay, 2003 ; Moulin et Piégay, 2004). Rares sont les études, en conditions réelles, concernant la dynamique annuelle ou pluri-annuelle des bois morts dans des cours d'eau anthropisés. L'enjeu est actuellement d'appréhender la dynamique du bois mort à des échelles plus vastes, comme le bassin versant ou de grands réseaux hydrographiques. C'est une question de recherche fondamentale totalement ouverte. De nombreux auteurs ont travaillé à l'échelle stationnelle sans se poser les questions relatives à la dynamique spatiale et temporelle de ces objets pourtant si instables et mouvants. C'est aussi un enjeu en matière de gestion afin de mieux cibler les secteurs d'intervention. Ainsi, Il s'agit aussi, en France, d'une question de recherche appliquée dont les réponses sont susceptibles d'aider les gestionnaires de rivières et certains usagers (gestionnaires d'ouvrages). Ce type de travaux vient élargir les études réalisés dans le cadre du guide technique du SDAGE RMC (Boyer *et al.*, 1998) qui soulignaient la nécessité de développer des recherches relatives aux transferts de bois dans le système fluvial.

C'est dans ce contexte et cette évolution scientifique et sociale que cette étude de la variabilité spatiale et temporelle du bois mort sur l'Isère à l'amont de Grenoble a été engagée. L'absence de résultats, de méthodes et d'études similaires à l'échelle internationale ne nous a pas donné la possibilité de discuter nos résultats avec ceux obtenus sur d'autres cours d'eau. Ce problème devrait être résolu dans les années qui viennent, dans la mesure où de nouvelles études sur la mobilité du bois mort devraient être publiées, notamment celles que nous conduisons sur la Cecina, en Toscane, avec l'équipe de M. Rinaldi.





## **PARTIE II**

# **DISTRIBUTION DES DEBRIS LIGNEUX LE LONG DU LINEAIRE DES COURS D'EAU**





## **INTRODUCTION**

Notre secteur d'étude n'a jamais fait l'objet de travaux sur le bois mort. Aucune connaissance ou données antérieures ne sont disponibles.

Dans ce contexte, la première étape de notre travail a été de recenser et de cartographier, le long du linéaire de l'Isère, de l'Arly et de l'Arc, les dépôts de bois mort (troncs et embâcles) et d'identifier les segments sur lesquels les concentrations en bois mort sont importantes.

Durant la deuxième étape, je me suis attaché à déterminer les ruptures géographiques dans les concentrations de troncs et d'embâcles le long du linéaire des cours d'eau. Un test de segmentation dynamique a été effectué. Il a permis d'identifier objectivement des tronçons homogènes du point de vue de la concentration en troncs ou en embâcles.

Durant la troisième étape, les facteurs contrôlant la distribution des dépôts de bois mort le long des linéaires ont été étudiés.

L'ensemble de la démarche répond à deux questions :

- Où se distribuent les dépôts de bois mort le long des linéaires d'étude ?
- Quels sont les facteurs pouvant expliquer la distribution des dépôts de bois mort le long des linéaires ?

Les méthodes et les résultats sont présentés dans cette première partie de la thèse.



# CHAPITRE 1

**RESULTATS CARTOGRAPHIQUES DU  
RECENSEMENT DES DIFFERENTES  
FORMES DE DEPOTS DE BOIS MORT LE  
LONG DES LINEAIRES D'ETUDE**



## **1) PRINCIPE DU RECENSEMENT**

### **1.1) Méthodologie mise en place pour le relevé de terrain**

La première étape du travail de terrain a été, logiquement, de cartographier, le long des linéaires d'étude, les débris ligneux stockés dans l'espace intra-digues. Le recensement a été réalisé en kayak, seul outil permettant une mobilité parfaite dans l'espace intra-digues ; 150 kilomètres environ de cours d'eau ont été parcourus une première fois en 2002, une deuxième fois en 2004.

Chaque dépôt a été localisé par un point enregistré au GPS. Sa position est ainsi connue avec une précision comprise entre 5 et 15 mètres. Sur l'ensemble du bassin versant, 1520 troncs et 131 embâcles ont été localisés pour l'année 2002, 1226 troncs et 186 embâcles pour l'année 2004.

### **1.2) Analyse de la distribution spatiale de points le long d'une ligne : problèmes méthodologiques**

#### **1.2.1) Limite des entités ponctuelles**

Chaque point GPS enregistré possède des coordonnées (x ; y) et une valeur de distance le séparant du point d'origine situé à l'amont de la zone d'étude (point kilométrique 0). Il est donc localisé de manière absolue au sein du linéaire de cours d'eau. Si cette position géographique correspond bien au résultat voulu, elle nous permet seulement de répondre à la question : où trouve-t-on des débris ligneux dans notre secteur d'étude ?

Dans le cadre de notre travail, il s'agit de déterminer la structure et les paramètres caractérisant les secteurs dans lesquels les concentrations en débris ligneux sont importantes ou non, en répondant aux deux questions suivantes : Pourquoi les débris ligneux sont-ils là et pas ailleurs ? Comment les débris ligneux sont-ils localisés les uns par rapport aux autres et comment expliquer la forme de la distribution géographique qui en résulte ?

S'agissant d'un relevé de points dans le cadre d'un inventaire le long d'un linéaire, deux problèmes se posent :

- Un problème lié à la représentation graphique : une succession de points le long du linéaire nous renseigne sur les zones de fortes concentrations et inversement, celles de faible concentration. A l'échelle du réseau hydrographique, cette succession sera peu perceptible.
- Un problème lié à l'analyse de l'information : le point, unité de base dans notre système, ne permet que difficilement le traitement de l'information géographique, hormis dans le cadre de l'inventaire, ou s'il possède un attribut quantitatif. Il est donc nécessaire de réaliser une agrégation des points en tronçons afin de permettre les comparaisons et d'obtenir une cohérence avec d'autres informations. De fait, il a été décidé d'agréger les points en tronçons afin d'effectuer, d'une part des comparaisons, d'autre part de réaliser des représentations graphiques pertinentes à l'échelle du réseau hydrographique.

#### 1.2.2) Principe de l'agrégation des entités ponctuelles en segments d'égale longueur

Du point de vue technique, la méthode utilisée afin d'agréger une information géographique ponctuelle en une information géographique de type linéaire a été la suivante, quelque soit la longueur du segment :

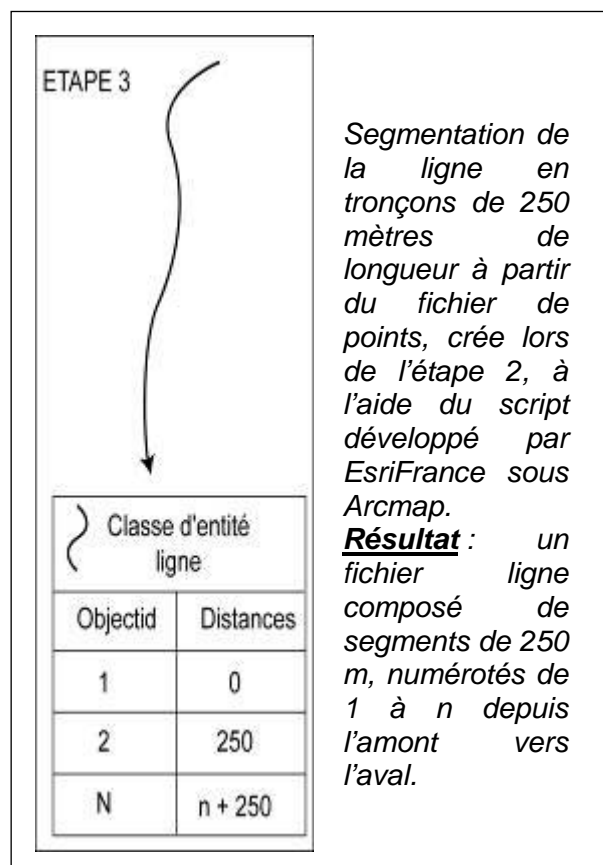
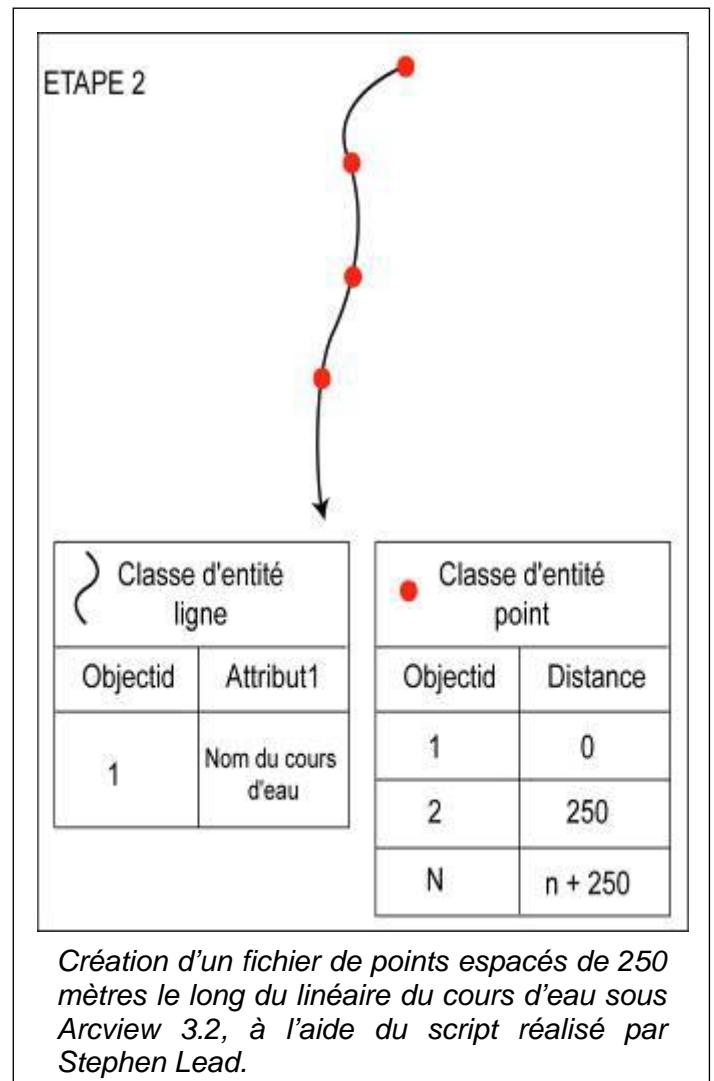
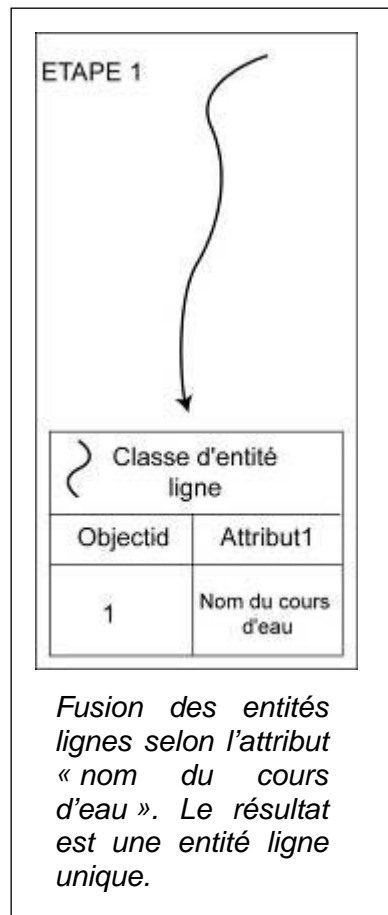
Données utilisées :

On dispose des points relevés avec le GPS Garmin 12 XL le long des cours d'eau et du linéaire de chaque cours d'eau (entité ligne). Ces données sont issues de la BD Carto fournie par l'Agence de l'Eau RMC.

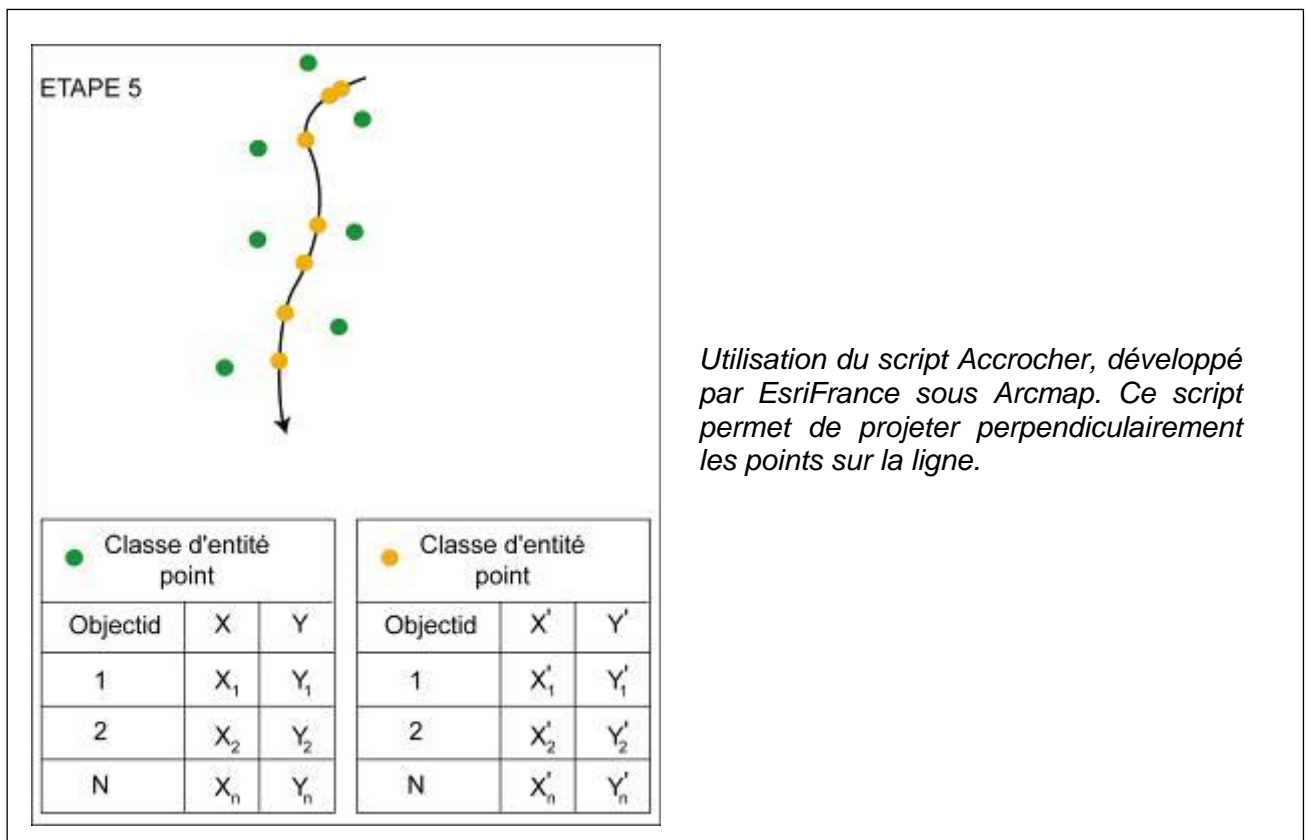
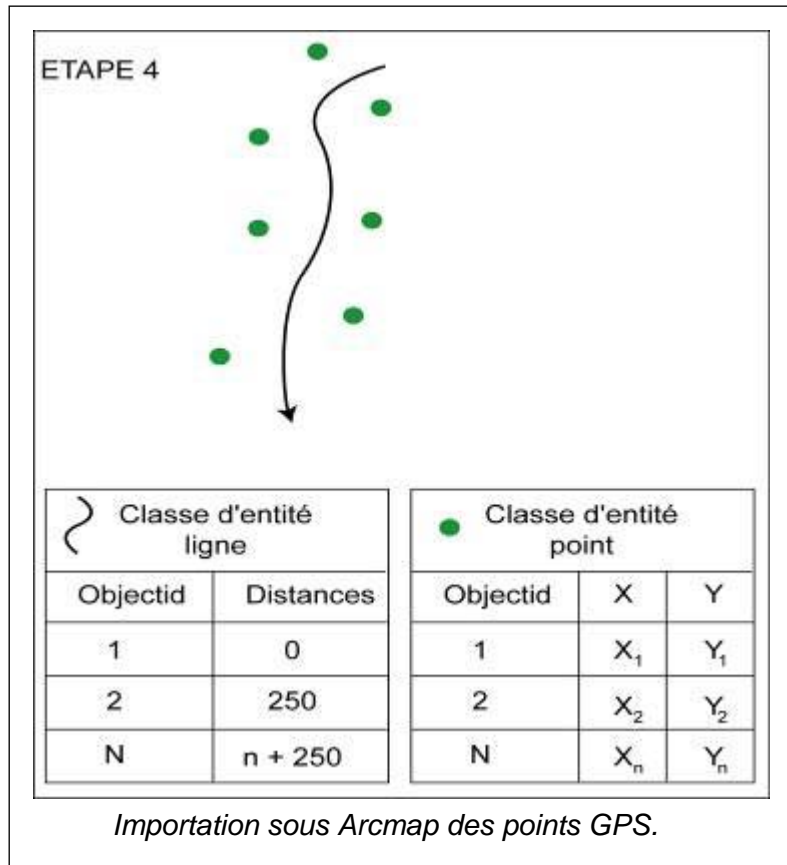
Logiciels utilisés :

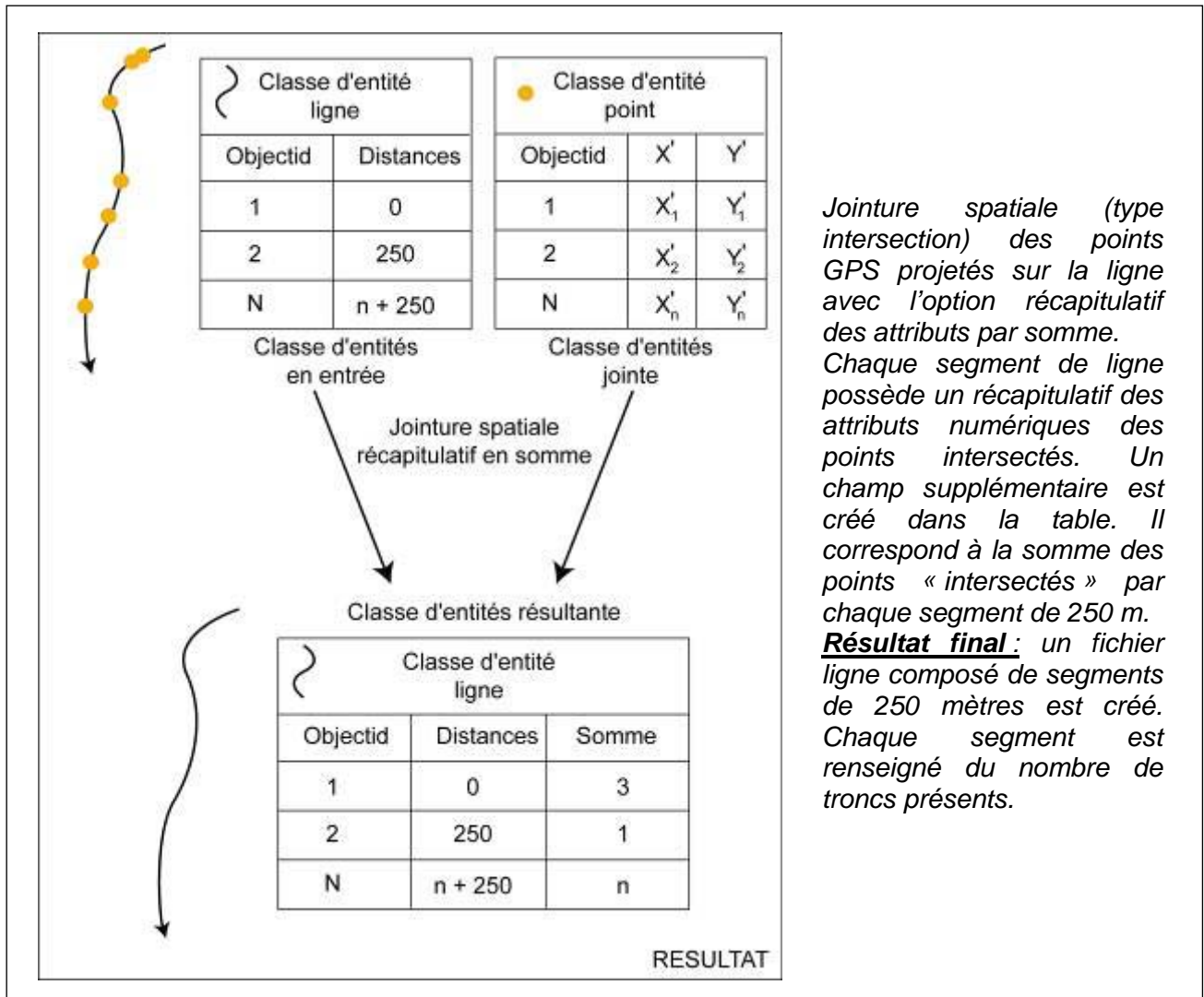
Arcmap, Arcinfo, Arcview 3.2

## Étapes :









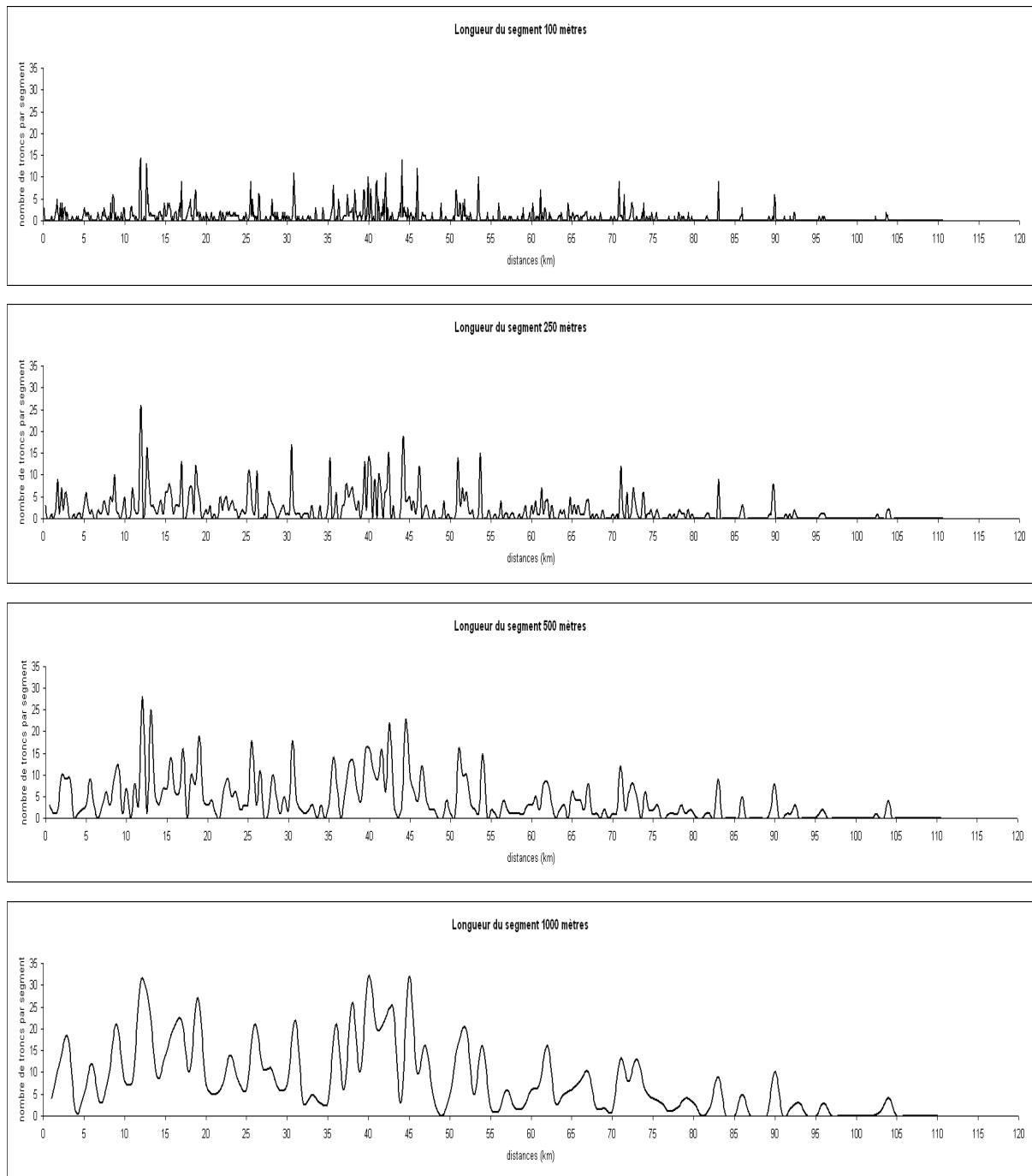
Au préalable, des tests ont été réalisés afin de déterminer la longueur optimale du segment devant être utilisé pour la suite des analyses. Les résultats sont présentés sur le Figure 4.

Ces tests ont montré que :

- la longueur de segment de 100 mètres est trop « détaillée », les secteurs sur lesquels les concentrations en débris ligneux sont les plus importantes n'apparaissent pas clairement, à l'instar d'une représentation ponctuelle.
- les longueurs de segment 500 et 1000 mètres ont tendance à « lisser » l'information. Le niveau de détail n'est pas suffisant.
- la longueur de segment de 250 mètres semble être le meilleur compromis. Elle permet de conserver un « niveau de détail » suffisant

pour distinguer clairement les secteurs sur lesquels les concentrations en débris ligneux sont importantes (et inversement), ainsi que les ruptures principales.

La longueur de segment unitaire de 250 mètres est la plus pertinente dans le cadre de notre étude. C'est elle qui a été adoptée pour toutes les analyses qui vont suivre. Le segment unitaire de 250 mètres est ainsi l'unité spatiale et statistique de base pour l'ensemble des traitements réalisés dans la première partie de cette thèse.

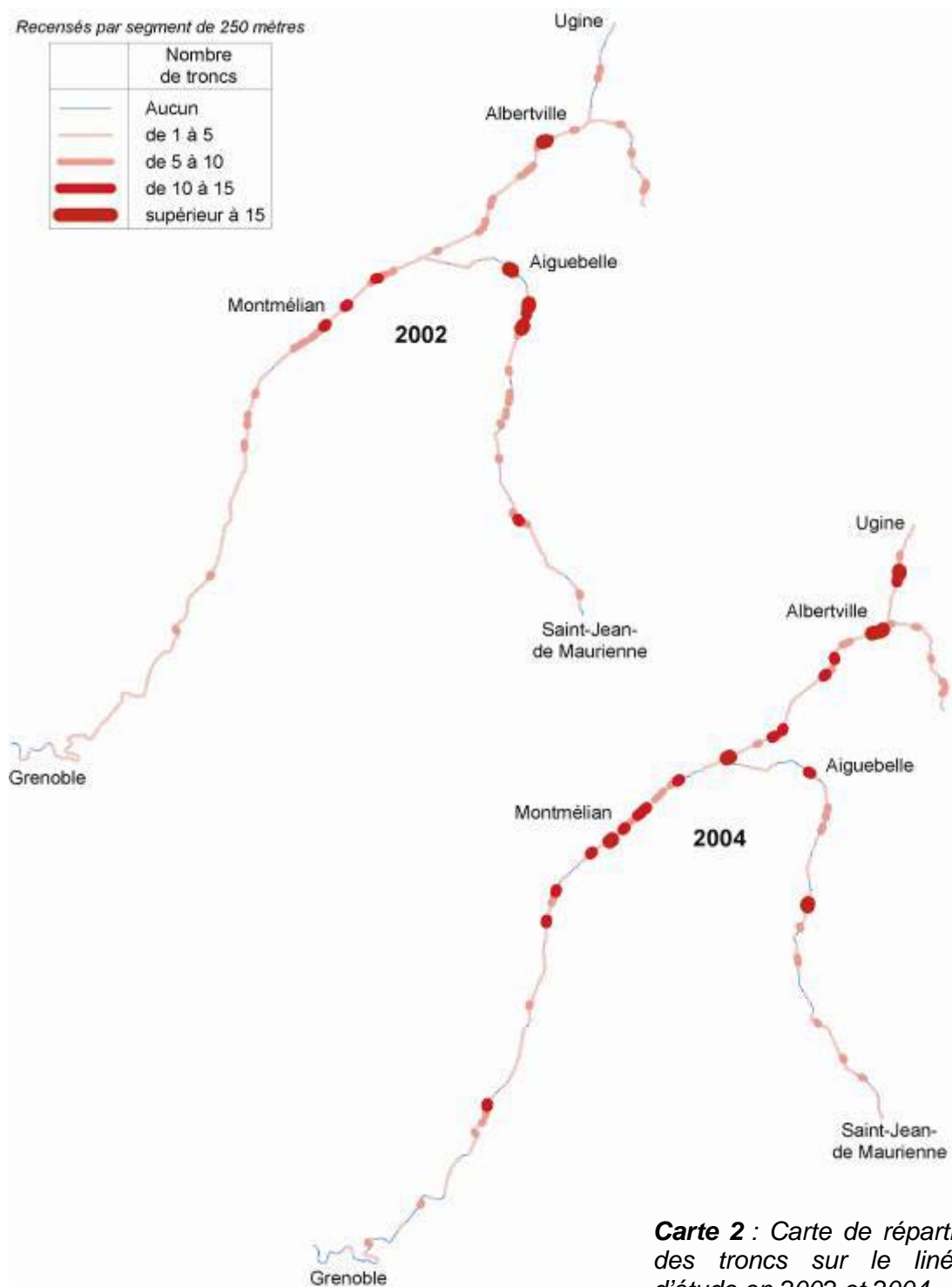


**Figure 4 :** résultats des tests d'agrégation des troncs en fonction de la longueur des segments.

## **2) RESULTATS DE L'AGREGATION EN SEGMENTS UNITAIRES DE 250 METRES**

### **2.1) Les troncs**

Les résultats cartographiques de cette étape de recensement des troncs sont présentés sur la carte 2, pour 2002 et 2004.



En 2002 et 2004, le nombre de troncs recensés est plus important sur l'Isère (70 % en 2002 et 71 % en 2004 des troncs recensés sur les linéaires d'étude) que sur les autres cours d'eau. Sur l'Arc, le nombre de troncs recensés diminue entre 2002 (28 % troncs recensés sur les linéaires d'étude) et 2004 (19 % troncs recensés sur les linéaires d'étude). Inversement, sur l'Arly le nombre de troncs recensés augmente entre 2002 (2 % troncs recensés sur les linéaires d'étude) et 2004 (10 % troncs recensés sur les linéaires d'étude).

Sur l'Isère, en 2002 et en 2004, de fortes concentrations en troncs sont présentes entre Albertville et Montmélian, plus particulièrement entre la confluence de l'Arc et Montmélian. La concentration de troncs augmente fortement sur les segments de l'Isère situés à l'aval de la confluence avec l'Arly en 2004. En revanche, la concentration en troncs est plus faible après Montmélian. Quelle que soit l'année, les concentrations de troncs diminuent en direction de Grenoble. Elles peuvent être localement importantes, notamment en 2004 à l'aval de Pontcharra et de Goncelin.

Sur l'Arc en 2002, les fortes concentrations en troncs se localisent sur les segments situés à l'amont et à l'aval de la commune d'Aiguebelle et au niveau de la commune de la Chambre. En 2004 on observe que les concentrations en troncs restent importantes sur les segments situés à l'aval de la commune d'Aiguebelle et dans la plaine des Hurtières.

Sur l'Arly, en 2002 la concentration en troncs est très faible. En 2004, elle augmente fortement notamment sur les segments situés à l'amont de la commune de Venthon.

## **2.2) Les embâcles**

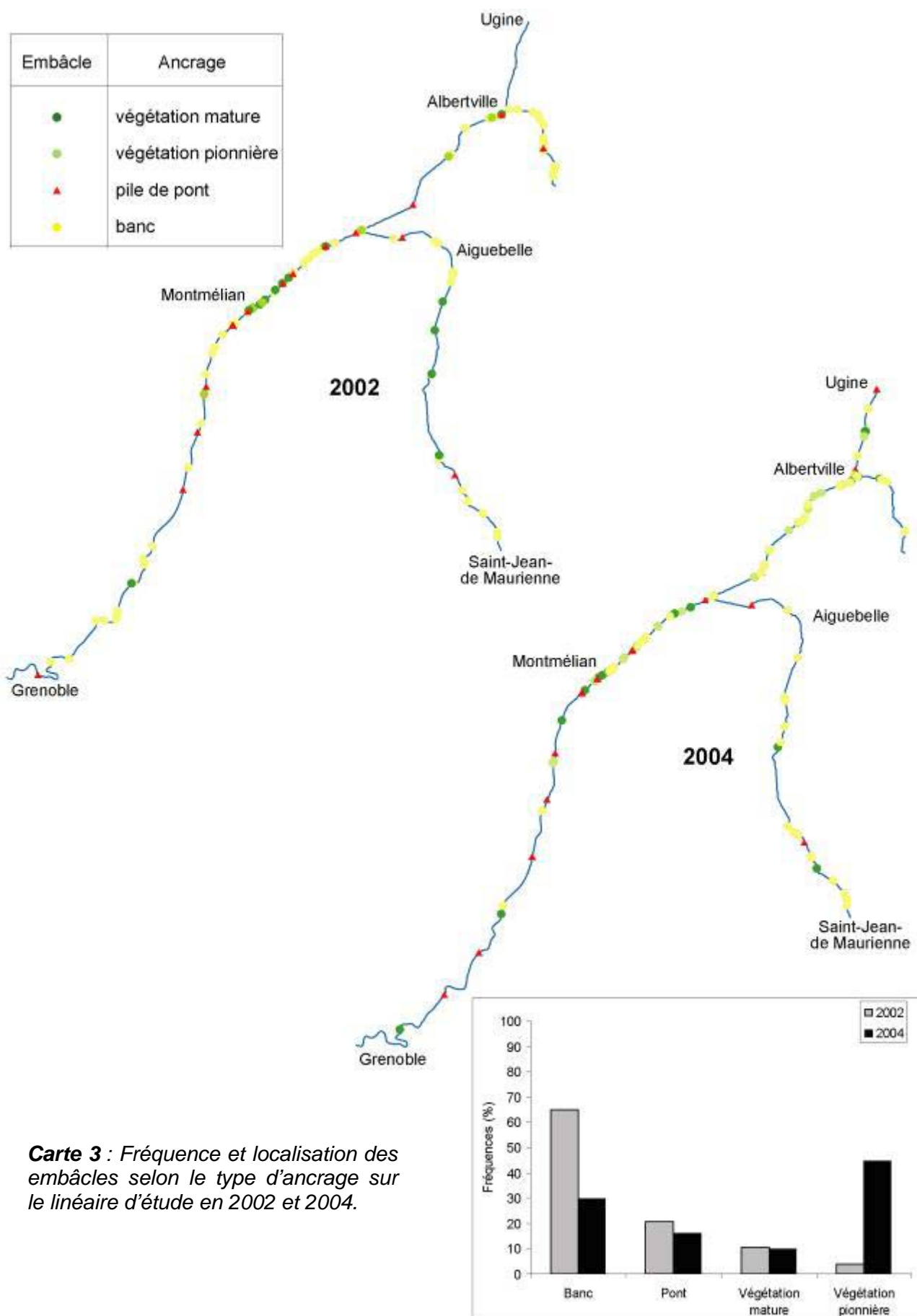
Pour les embâcles, les résultats issus de l'étape de recensement sont présentés dans un premier temps sous forme de points. Les types d'embâcles (comme définit dans l'introduction) sont différenciés (Carte 3). Les résultats des agrégations pour les embâcles sont présentés sur la carte 4, pour 2002 et 2004.

Quelque soit l'année, c'est sur l'Isère que le nombre d'embâcles est le plus important (83,5 % en 2002 et 76,5 % en 2004 des embâcles recensés sur le secteur d'étude) ; 16,5 % en 2002 et 12,5 % en 2004 des embâcles recensés sur le secteur

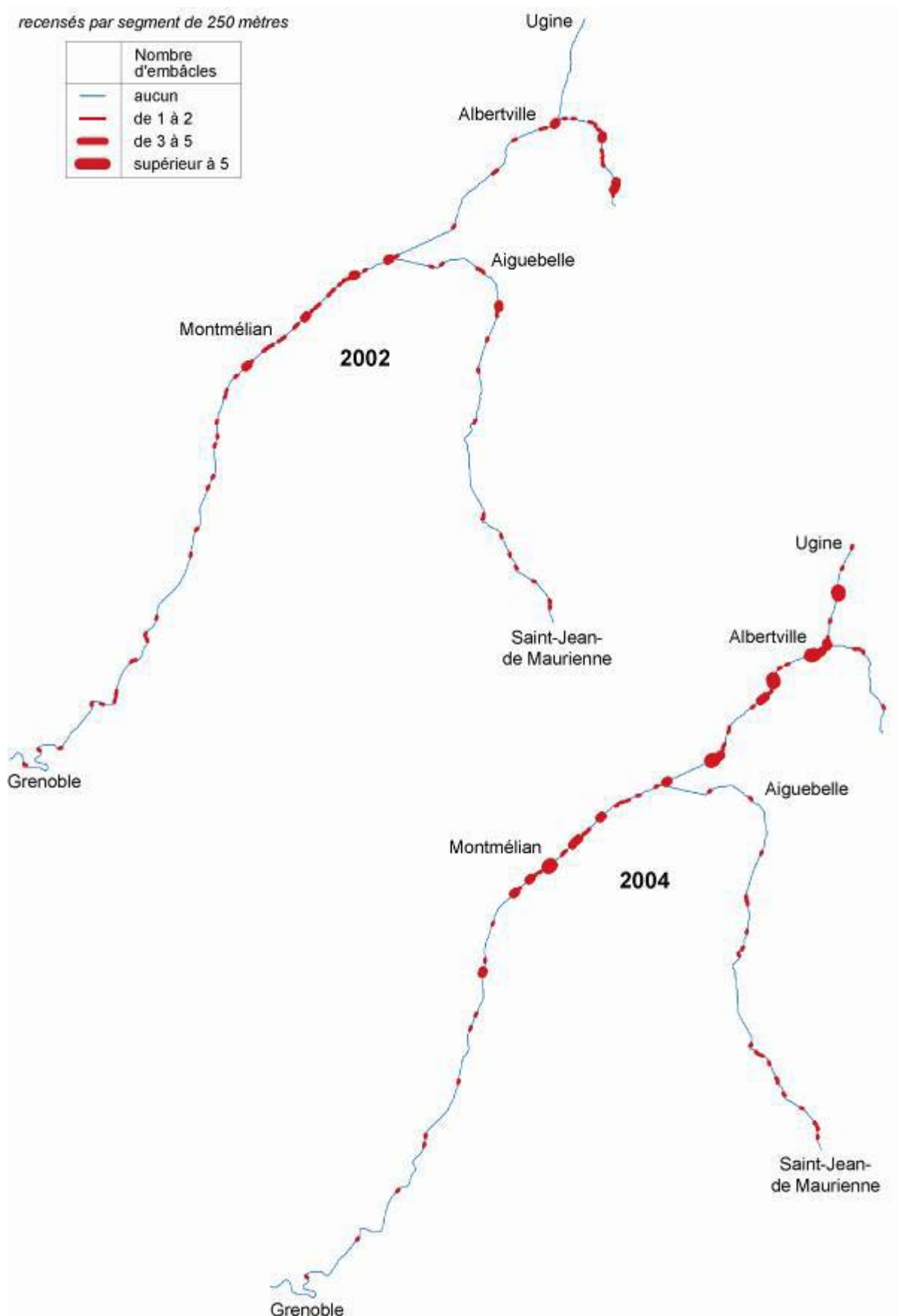
d'étude se trouvent sur l'Arc. Aucun embâcle n'a été recensé sur l'Arly en 2002. En 2004, 11 % des embâcles recensés sur le secteur d'étude se trouvent sur l'Arly.

Comme dans le cas des troncs, il n'y a pas de structure spatiale clairement définie. La distribution des embâcles le long des linéaires des cours d'eau n'est pas uniforme. On trouve, selon les années, des segments où les concentrations sont différentes.

On observe sur l'Isère en 2002 et 2004, comme pour les troncs isolés, que de fortes concentrations d'embâcles sont présentes sur les segments situés entre la confluence de l'Arc et Pontcharra. La concentration d'embâcles augmente fortement sur les segments de l'Isère situé à l'aval de la confluence avec l'Arly ainsi que sur l'Arly même à l'amont de la commune de Venthon. Enfin, sur l'Isère, le nombre d'embâcles diminue de l'aval de Pontcharra jusqu'à Grenoble en 2002 et en 2004. La grande majorité des embâcles présents sur ce secteur sont des embâcles ancrés sur les ponts. Sur l'Arc en 2002, les segments où de fortes concentrations d'embâcles ont été mesurées, sont localisés à l'amont du barrage d'Aiguebelle. En 2004, il n'y pas de segments sur lesquels les concentrations en embâcles sont importantes.



**Carte 3 :** Fréquence et localisation des embâcles selon le type d'ancrage sur le linéaire d'étude en 2002 et 2004.

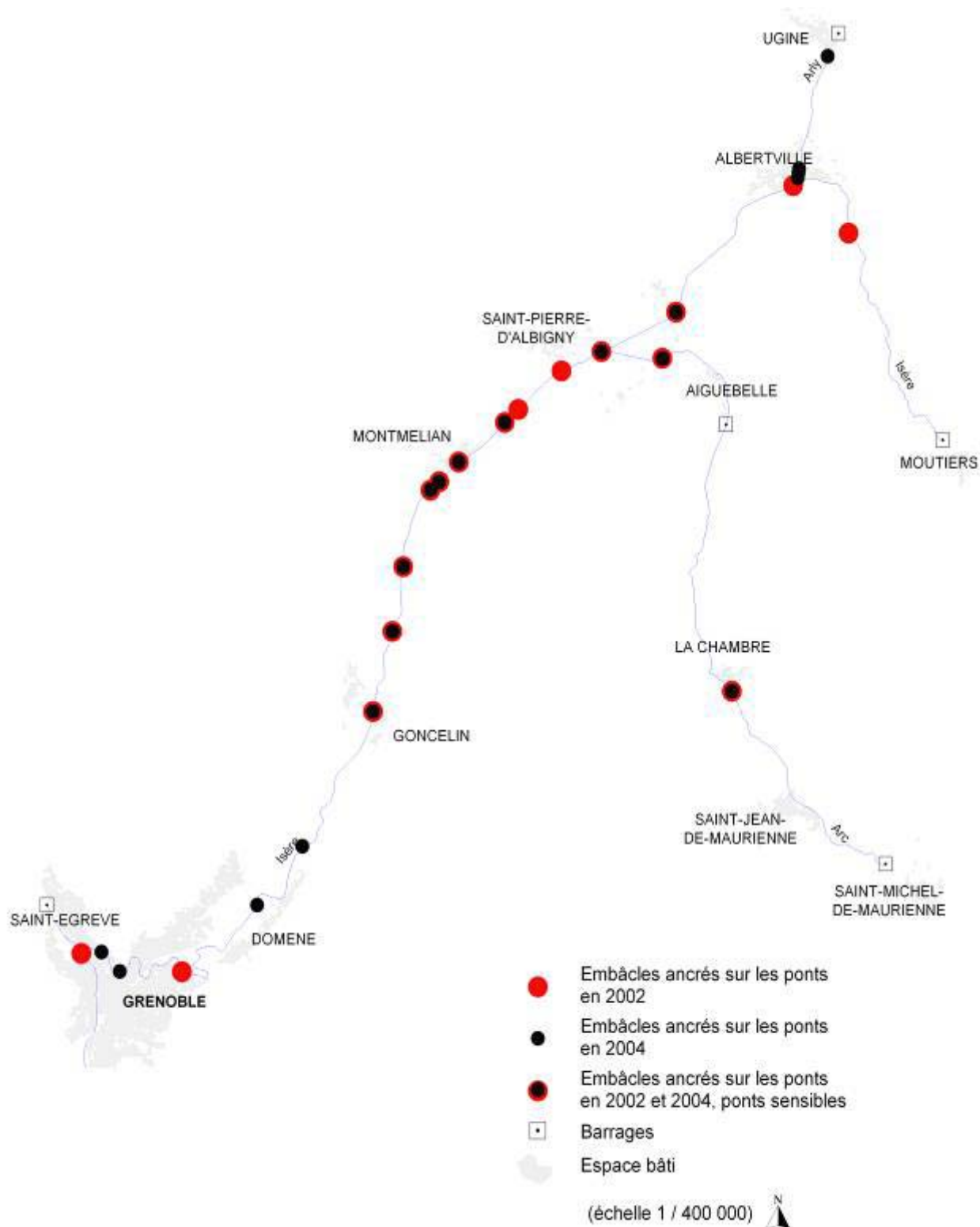


**Carte 4 :** Carte de répartition des embâcles sur le linéaire d'étude en 2002 et 2004.



La distribution des embâcles selon le type d'ancrage varie entre 2002 et 2004. On observe une diminution des embâcles ancrés sur les bancs (65 % des individus en 2002 pour 30 % en 2004) essentiellement sur l'Isère à l'amont d'Albertville et sur l'Arc. En revanche, le nombre d'embâcles ancrés sur la végétation pionnière augmente fortement entre 2002 (4,5 %) et 2004 (44 %), essentiellement sur l'Isère dans les secteurs situés à l'aval de la confluence avec l'Arly. Le nombre d'embâcles ancrés sur la végétation mature est stable entre 2002 (10,5 %) et 2004 (10 %). Leur localisation varie peu entre 2002 et 2004. Plus de 85 % de ces embâcles se situent sur l'Isère entre la confluence de l'Arc et l'amont de Pontcharra.

Le nombre d'embâcles ancrés sur les piles de ponts diminue légèrement entre 2002 (20 %) et 2004 (16 %) malgré l'entretien réalisé par la DDE 73. Certains ponts peuvent être identifiés comme sensibles à la formation d'embâcles (Carte 5). Une étude devra déterminer à terme les causes structurelles (type de pile, nombre, forme...) de cette sensibilité en rapport avec la dynamique de production de bois mort des secteurs amont comme cela a été réalisé par Diehl (1997) ou Wallerstein *et al.*, 1998. L'adaptation des ouvrages de franchissement aux processus d'affouillement généré par les embâcles est possible comme l'ont montré Kothyari et Ranga Raju (2001).



**Carte 5 :** Localisation des ponts sur lesquels des embâcles ont été observés en 2002 et 2004 (d'après Moulin et Piégay, 2004).

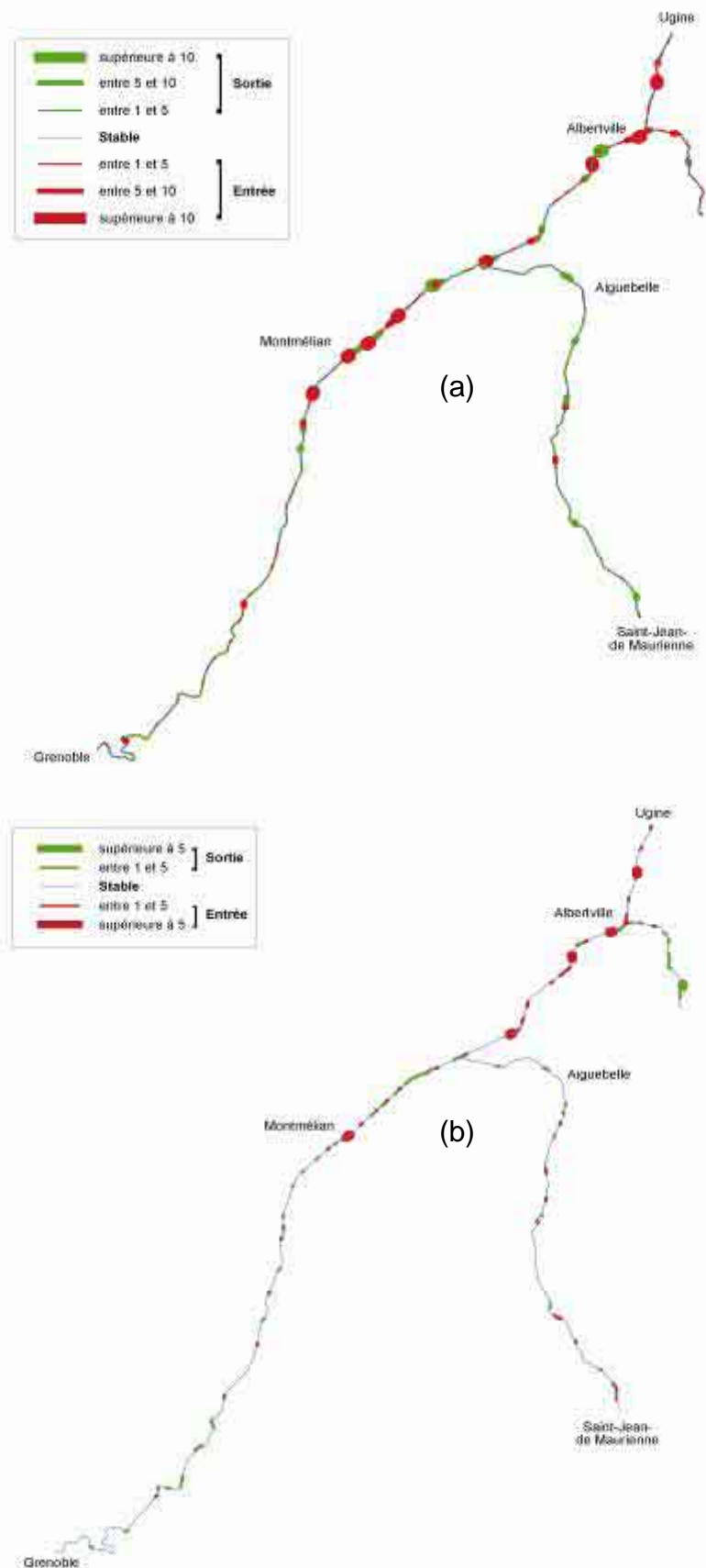
### **3) ORIGINE DE LA CRUE ET DISTRIBUTION DU BOIS MORT**

Dans le cas du recensement réalisé en 2002, il est difficile de déterminer l'origine de la crue et d'identifier précisément un impact sur la distribution des bois morts (embâcles et troncs) le long des linéaires. Deux crues successives ont eu lieu, respectivement sur l'Arly en mars 2001 et sur l'Arc en mai 2001 ; enfin, sur l'Arc, une crue majeure est survenue en octobre 2000. Au vu des résultats cartographiques, on peut supposer que la crue de l'Arly survenue en 2001 n'a pas produit beaucoup de bois du fait des faibles concentrations présentes dans le chenal. En revanche, il semble que la crue de l'Arc a produit et/ou mobilisé (cette différence de terme est due au manque de données quant aux concentrations de bois mort présentes dans le chenal après la crue morphogène d'octobre 2000) des quantités de bois morts importantes, certainement jusqu'à Montmélian où de fortes concentrations en bois morts ont été mesurées en 2002.

Pour 2004, la situation est différente. La distribution du bois mort peut être mise en rapport avec la crue de l'Arly. Il semble, d'après les données de la DDAF 73, que seul le bassin versant de l'Arly ait été affecté par cet événement hydrologique. L'Arc et l'Isère à l'amont d'Albertville n'ont pas été concernées. La carte 6 présente la différence en nombre de troncs recensés par segments de 250 m entre l'année 2002 et l'année 2004 sur l'ensemble des linéaires étudiés. On observe, en 2004, que les concentrations en bois morts augmentent sur l'Arly et sont localement très importantes. Les concentrations en bois morts sur l'Isère augmentent fortement sur les segments situés à l'aval immédiat de la confluence avec l'Arly. Ensuite, jusqu'à la confluence avec l'Arc, l'augmentation des concentrations en bois morts sur l'Isère est ponctuelle. Sur ce secteur, les segments sur lesquels de fortes concentrations en bois morts sont observées, sont identiques quelque soit le type de dépôts considérés (embâcles ou troncs). Sur le secteur situé entre la confluence de l'Arc et Montmélian, les concentrations, déjà importantes en 2002, augmentent sensiblement en 2004. A l'aval de Montmélian, les concentrations en bois mort diminuent entre 2002 et 2004, hormis localement au niveau de Pontcharra et à l'amont de Goncelin.

Globalement, sur le linéaire de l'Isère entre Pontcharra et Grenoble, les concentrations en bois morts, déjà faibles en 2002, diminuent en 2004. Sur l'Arc, les

concentrations en bois morts le long du linéaire diminuent entre 2002 et 2004. Enfin, sur la haute Isère, les concentrations en troncs isolés semblent stables à l'échelle du



**Carte 6 :** Bilan des entrées et des sorties de bois mort (troncs (a) et embâcles (b)) entre 2002 et 2004 sur les linéaires d'étude.

secteur même si, localement, on observe des segments sur lesquels les entrées et les sorties sont importantes. En revanche, le nombre d'embâcles sur ce secteur diminue fortement en 2004.

L'origine de la crue exerce localement une influence sur la distribution du bois mort le long des linéaires qu'elle affecte. La crue de l'Arly semble avoir eu pour effet d'augmenter les concentrations de bois mort sur le linéaire de l'Arly même et, dans une moindre mesure, sur le linéaire de l'Isère, au moins sur les premiers kilomètres situés à l'aval de la confluence.

L'augmentation de la population de bois morts sur l'Arly et les premiers kilomètres de l'Isère est en rapport avec la production de bois mort issue du bassin versant de l'Arly. Ensuite, en direction de l'aval, il est plus difficile de distinguer la part des phénomènes de stockage / déstockage des bois morts présents dans le chenal de l'Isère au moment de l'événement de crue et les apports de bois morts provenant du bassin versant de l'Arly. On observe que le nombre d'individus « troncs isolés » et le nombre d'embâcles augmentent sur l'Arly (29 individus en 2002, à 140 individus en 2004) en revanche le nombre de « troncs isolés » diminue sur l'Isère (1065 en 2002, 864 en 2004) alors que le nombre d'embâcles, notamment les embâcles ancrés sur la végétation pionnière, augmente fortement. Il est possible que les troncs isolés déposés sur les bancs de l'Isère avant la crue de l'Arly aient été redistribués dans le chenal lors de la crue sous forme d'embâcles. L'intensité de la crue n'a peut être pas été suffisante sur l'Isère pour permettre la production de bois mort. L'ensemble peut expliquer la diminution globale du nombre de troncs et l'augmentation du nombre d'embâcles le long du linéaire de l'Isère affecté par la crue de l'Arly.

#### **4) BILAN ET PERSPECTIVES**

L'impact d'une crue sur la distribution du bois mort à l'échelle du réseau hydrographique étudié semble diminuer en direction de l'aval. Si les concentrations en bois morts augmentent sur les linéaires des cours d'eau affectés par la crue, la distribution du bois mort le long du linéaire des cours d'eau n'est pas homogène. Elle s'organise en une alternance de segments sur lesquels une rétention, parfois très

importante, du bois mort a lieu, et de segments où les dépôts sont rares. Cette structure longitudinale de la distribution du bois mort le long des linéaires des cours d'eau, mise en évidence par les résultats cartographiques, est robuste au cours du temps.

Les résultats du recensement montrent d'une part, que certains segments possèdent systématiquement des concentrations en bois morts importantes (c'est le cas sur l'Isère entre la confluence de l'Arc et Montmélian par exemple), et d'autre part que, sur certains segments, les concentrations en bois morts peuvent être très importantes (c'est le cas sur l'Arly à l'aval du pont de Venthon, sur l'Arc à l'amont du barrage de la Christine). Enfin, les résultats du recensement soulignent également que, sur certains segments les concentrations en bois morts sont faibles quelque soit l'année, notamment sur l'Isère à l'aval de Pontcharra et jusqu'à Grenoble.

Quels sont les paramètres expliquant cette distribution du bois mort (embâcles et troncs) le long des linéaires d'étude ?



## CHAPITRE 2

**HYPOTHESES ET METHODOLOGIES  
MISES EN PLACE POUR LA MESURE ET  
LA DESCRIPTION DES PARAMETRES  
CONTROLANT LA DISTRIBUTION DU  
BOIS MORT**





# **1) HYPOTHESES DE TRAVAIL SUR LA DISTRIBUTION DU BOIS MORT DANS L'ISERE ET SES PRINCIPAUX AFFLUENTS**

## **1.1) Préambule**

L'ensemble des travaux relatifs à la distribution des bois morts dans le chenal des cours d'eau montre que celle-ci est fonction du rapport existant entre la longueur des troncs entrant et la largeur du chenal en eau (Linkens et Bilby, 1982 ; Gurnell, 2003). Plus la taille du cours d'eau augmente, plus l'importance du rapport entre la longueur des troncs et la largeur du chenal diminue. Dans les cours d'eau où la longueur des troncs est inférieure à la largeur du chenal, différentes études indiquent que la localisation du bois mort se fait sur des sites préférentiels, caractérisés par une plus forte rugosité comme la partie amont des bancs de convexité ou des chenaux secondaires, les bancs de sables, de graviers ou de galets, les îlots végétalisés et les piles de pont (Swanson et Lienkaemper, 1982 ; Wallace et Benke, 1984 ; Piégay et Bravard, 1993 ; Abbe et Montgomery, 1996 ; Piégay et Marston, 1998 ; Braudricks *et al.*, 1997 ; Piégay et Gurnell, 1997 ; Gurnell *et al.*, 2000 ; Marcus *et al.*, 2002, Van der Nat *et al.*, 2003).

Ces sites potentiels de dépôt diffèrent selon le style fluvial mais correspondent toujours à des zones de forte rugosité, formant un obstacle à l'écoulement (Piégay, 2003). Ils peuvent ainsi être identifiés dans le cadre d'analyses de sensibilité. Par exemple, Piégay et Marston (1998) démontrent, sur l'Ain, une rivière à méandre, que c'est dans les concavités de méandres que les dépôts de bois morts se font préférentiellement sous forme de ligne de débris. La taille du dépôt varie d'une concavité à l'autre en fonction de la géométrie en plan et en travers du lit, de la nature de la végétation et de la taille des pièces de bois qui transitent dans le système. Récemment, Lassetre *et al.*, (soumis), sur l'Ain, confirment le modèle élaboré précédemment en introduisant une nouvelle variable-clé, la distance à la zone de production. Les secteurs où les concentrations en bois mort sont les plus importantes sont aussi les secteurs où les volumes de bois produits par érosion de berge sont les plus importants ou les plus proches.

Les études réalisées précédemment ont permis l'identification des zones

préférentielles de dépôts sur des rivières au tracé naturel, comme c'est le cas par exemple pour l'Ain et la Drôme en France ou le Tagliamento en Italie. Sur l'Isère et ses affluents, nous sommes en présence de cours d'eau endigués sur lesquels aucune étude détaillée de localisation des sites préférentiels de dépôts du bois mort n'a été conduite.

De plus, les études antérieures ont été réalisées à des échelles plus fines, sur des parcelles de quelques centaines de mètres ou des tronçons de quelques kilomètres. Les paramètres pris en compte dans ces études afin d'analyser la distribution des accumulations de bois mort le long des linéaires varient selon l'échelle considérée. A l'échelle des linéaires de quelques kilomètres, ces paramètres sont les suivants : la largeur de la plaine alluviale (Marcus *et al.*, 2002), la pente des cours d'eau (Marcus *et al.*, 2002 ; Piégay *et al.*, 1999 ; Lassetre *et al.*, soumis), la superficie du chenal actif (Piégay *et al.*, 1999), le volume de bois introduit (Piégay *et al.*, 1999 ; Lassetre *et al.*, soumis), la sinuosité du chenal (Marcus *et al.*, 2002). A l'échelle stationnelle (parcelle de quelques mètres ou tronçon de quelques centaines de mètres), outre les paramètres pris en compte précédemment, viennent s'ajouter des mesures plus fines sur le volume des accumulations (Piégay et Marston 1998, Piégay *et al.*, 1999, Marcus *et al.*, 2002 ; Van der Nat *et al.*, 2003), l'orientation des accumulations dans le chenal (Piégay et Marston 1998, Piégay *et al.*, 1999, Marcus *et al.*, 2002 ; Van der Nat *et al.*, 2003 ; Fox, 2003), la distance des accumulations par rapport au chenal d'étiage (Fox, 2003).

Enfin, ces études ont été réalisées sur des linéaires de cours d'eau étudiés depuis une dizaine d'année, voire plus dans le cas de l'Ain. Les données disponibles sont abondantes, homogènes et de bonne qualité.

A l'échelle de notre secteur d'étude de plusieurs dizaines de kilomètres de long, la diversité et la qualité des paramètres pouvant être pris en compte afin de caractériser et de localiser les éléments rugueux présents dans l'espace intra-digue ne peuvent être équivalents à ceux mesurés dans le cas des travaux cités précédemment. Les paramètres pris en compte sur l'Isère répondent à un contexte spécifique d'acquisition et de mise à disposition des données. Si l'Arc (Marnezy, 1999) et l'Isère dans le Grésivaudan ont été largement étudiées (Peiry, 1997 ; Vautier, 2000), il n'en est pas de même pour la partie savoyarde de l'Isère ainsi que de l'Arly. Sur ces secteurs, peu d'informations sur la géomorphologie de l'espace intra-digue sont disponibles.

## **1.2) Hypothèses**

Les cours d'eau endigués sont contraints dans un chenal unique et, de fait, possèdent un tracé plus linéaire que dans le cas de rivières naturelles. Dans l'espace intra-digue de l'Isère, de l'Arc et de l'Arly, s'est développé un style fluvial sinueux et légèrement divagant où des bancs et des îles composés de végétation pionnière ou mature sont présents.

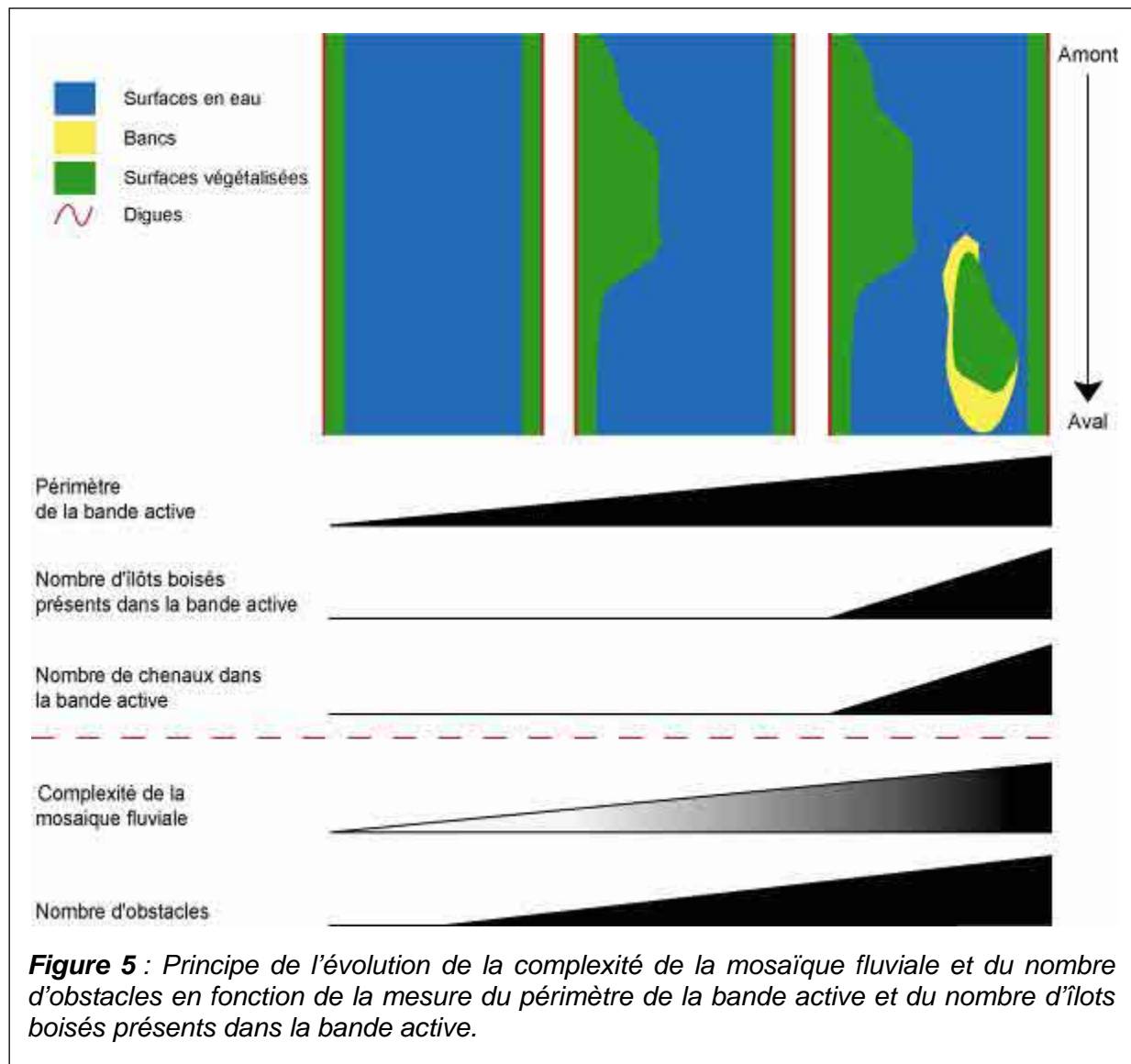
On différencie, à l'intérieur de l'espace intra-digue de ces cours d'eau d'une part un lit majeur naissant défini par les espaces boisés accolés généralement aux digues, mais pouvant se présenter sous forme d'îlots à l'intérieur de la bande active. Dans le lit majeur, les processus de renouvellement des formes sont devenus moins actifs et la végétation peut se développer. D'autre part, la bande active ou lit actif, qui correspond à l'espace noyé pour des débits de fréquence de retour inférieur à la crue biennale, se caractérise par des surfaces non végétalisées (bancs et zone en eau). La bande active est l'espace privilégié de mobilisation-transport-dépôt de la charge alluviale. Cet espace est fréquemment rajeuni et modelé.

Pour ces trois cours d'eau, la largeur de l'espace intra-digue et de la bande active reste systématiquement supérieure à la longueur des troncs. Les fortes concentrations en troncs isolés et en embâcles sont donc régies par la géométrie du chenal et les formes de rétentions associées présentes dans l'espace intra-digue. En s'appuyant sur les travaux antérieurs, nous avons testé les hypothèses suivantes :

1) dans le cas des troncs isolés mesurés sur les bancs, nous testons l'hypothèse selon laquelle plus la superficie des bancs dans un tronçon homogène est élevée, plus les concentrations en troncs seront importantes et inversement. Si cette hypothèse est vérifiée, il sera intéressant d'étudier les écarts à ce modèle afin de comprendre la variabilité géographique de ces dépôts en relation avec les caractères des sites de production à l'échelle du bassin ;

2) dans le cas des embâcles, leur formation est le résultat d'une agrégation de troncs provoquée par la présence d'un obstacle plus important qui explique un processus cumulatif. Cet obstacle peut être un tronc isolé ancré sur un banc, la végétation pionnière ou mature ou une pile de pont. L'hypothèse suivante a donc été testée : les tronçons homogènes, où les concentrations en embâcles sont les plus

élevées, sont les tronçons sur lesquels le nombre d'obstacles est le plus important. Plus ces obstacles seront nombreux, plus la mosaïque fluviale sera complexe, plus les concentrations d'embâcles seront fortes. Trois paramètres seront mesurés afin d'appréhender la complexité de la mosaïque fluviale (Figure 5) :



- Le périmètre de la bande active : plus celui-ci est élevé, plus l'interface entre le lit mineur et le lit majeur boisé est importante. De fait, nous pensons que ce linéaire de contact, véritable écotone, constitue, comme l'ont montré Piégay (1995) sur l'Ain et plus récemment Van der Nat *et al.*, (2003) sur le Tagliamento, un site préférentiel de dépôt des embâcles.
- Le nombre d'îlots boisés dans la bande active est un indice complémentaire. Il est utilisé afin d'évaluer le degré de connexion entre la bande active et le lit majeur ainsi que la complexité de la mosaïque fluviale

(Piégay, 1995). Plus le nombre d'îlots boisés est important, plus la concentration d'embâcles sera élevée.

- Le nombre de chenaux en eau présents dans la bande active, même s'il dépend des conditions hydrologiques au moment de l'acquisition de l'image satellite, constitue un indice supplémentaire décrivant la complexité de la mosaïque fluviale. Il permet des comparaisons géographiques pour un débit donné. En outre, il renseigne de façon indirecte sur les conditions et la direction des écoulements.

L'image satellite utilisée n'a pas permis de différencier correctement les unités végétales matures des unités végétales pionnières. De fait, nous avons regroupé les embâcles localisés sur la végétation mature et pionnière en embâcles localisés sur la végétation arborescente. Seuls les embâcles localisés sur les piles de ponts n'ont pas été retenus dans cette analyse.

En outre, nous avons pris en compte l'action anthropique au travers des travaux d'entretien réalisés sur la végétation et les accumulations de bois mort dans l'espace intra-digue. Nous faisons l'hypothèse que l'entretien diminue fortement les concentrations de bois morts dans ces zones. Enfin, la pente, parce qu'elle participe de l'expression d'un style fluvial, a également été prise en compte. Il est important de savoir si à l'échelle du tronçon considéré, une variabilité des conditions de pente existe. Dans la mesure où celle-ci contrôle les conditions de vitesse dans l'espace intra-digue, il est possible qu'elle affecte la distribution des troncs et des embâcles si les seuils de résistance au niveau des différents obstacles potentiels sont affectés.

## **2) IDENTIFICATION DE « TRONÇONS HOMOGENES » DU POINT DE VUE DE LA CONCENTRATION DES TRONCS OU DES EMBACLES**

La distribution du bois mort peut être décrite à différentes échelles spatiales, mais définir une taille d'unité spatiale appropriée est délicat. Si la taille de l'unité spatiale est trop petite, les relations avec les paramètres de contrôles vont être difficiles à déterminer du fait de leur variabilité multi-scalaire qui produit un bruit sur

un signal mesuré simple. Si la taille de l'unité spatiale est trop grande, les entités homogènes n'apparaîtront plus.

Le segment unitaire de 250 mètres, utilisé pour localiser précisément les zones où les concentrations en bois mort sont importantes, ne constitue pas une unité spatiale adaptée lorsqu'il s'agit d'étudier les paramètres contrôlant la distribution du bois mort le long des linéaires. La variabilité interne, très élevée sur les segments unitaires de 250 mètres, peut cacher une tendance plus générale le long de certains tronçons. De plus, il n'est pas envisageable de proposer des solutions de gestion à cette échelle. Dans ce cadre, on peut utiliser des tests statistiques permettant l'identification des ruptures dans une distribution afin de simplifier la complexité et la variabilité spatiale.

Un test de segmentation dynamique mis au point en collaboration avec P. Aubry a été utilisé. Nous avons cherché à déterminer des ruptures le long des linéaires de cours d'eau à partir d'une variable régionalisée. Cette variable est le nombre de bois morts observés, localisé en fonction du point kilométrique.

D'un point de vue statistique, le problème peut être posé comme un simple problème de partitionnement en classes contiguës homogènes (segments du linéaire), la variable partitionnée étant le point kilométrique, pondéré par la valeur du nombre de bois morts observés. L'homogénéité peut être définie classiquement au sens de la décomposition de la variance en la somme d'un terme de variance intra-classes et d'un terme de variance inter-classes. Pour un nombre de segments fixé, il s'agit alors de trouver la partition qui minimise la variance intra-classes – ce qui revient au même que de maximiser la variance inter-classes. Le problème étant univarié, un algorithme de programmation dynamique dû à Fisher (Fisher 1958, Diday *et al.* 1982) peut être utilisé afin de trouver la solution optimale au problème de la minimisation de la variance intra-classes. Toutefois, on préfère utiliser une heuristique telle que l'algorithme d'agrégation autour des centres mobiles ou « algorithme des nuées dynamiques » (Diday 1971, Diday *et al.* 1986, Lebart *et al.* 1997) qui présente l'avantage de pouvoir traiter rapidement de grands jeux de données y compris lorsque le nombre de classes est élevé. Cet algorithme améliore de façon déterministe une partition initiale (qui peut être aléatoire) jusqu'à converger vers une partition sub-optimale, éventuellement très proche de la partition optimale. Il convient d'identifier un nombre de classes (segments) correspondant à la structure des données, le nombre de classes n'étant pas défini *a priori*. L'approche adoptée

consiste à résumer l'ensemble des points kilométriques en les partitionnant en une centaine de classes à l'aide de l'algorithme d'agrégation autour des centres mobiles. L'algorithme est exécuté une dizaine de fois à partir de partitions initiales aléatoires afin de retenir une solution quasi-optimale. De façon strictement équivalente, le traitement peut s'effectuer sur les points kilométriques avec comme pondération le nombre de bois morts, ou sur les points kilométriques dupliqués autant de fois que le nombre de bois morts associé, avec une pondération unité : il est donc possible d'utiliser un programme d'agrégation autour des centres mobiles standard n'acceptant pas de pondération. A partir de la centaine de classes obtenue, une CAH (Classification Ascendante Hiérarchique) est effectuée en utilisant la distance euclidienne entre les barycentres des classes et le critère d'agrégation de Ward (Ward 1963, Diday *et al.* 1986, Lebart *et al.* 1997). La troncature du dendrogramme obtenu fournit une partition des 100 classes élémentaires en un nombre plus réduit de classes auxquelles chaque point kilométrique peut alors être affecté. Les classes obtenues sont contiguës et le passage d'une classe à l'autre correspond à de grandes ruptures vis-à-vis du nombre de bois mort.

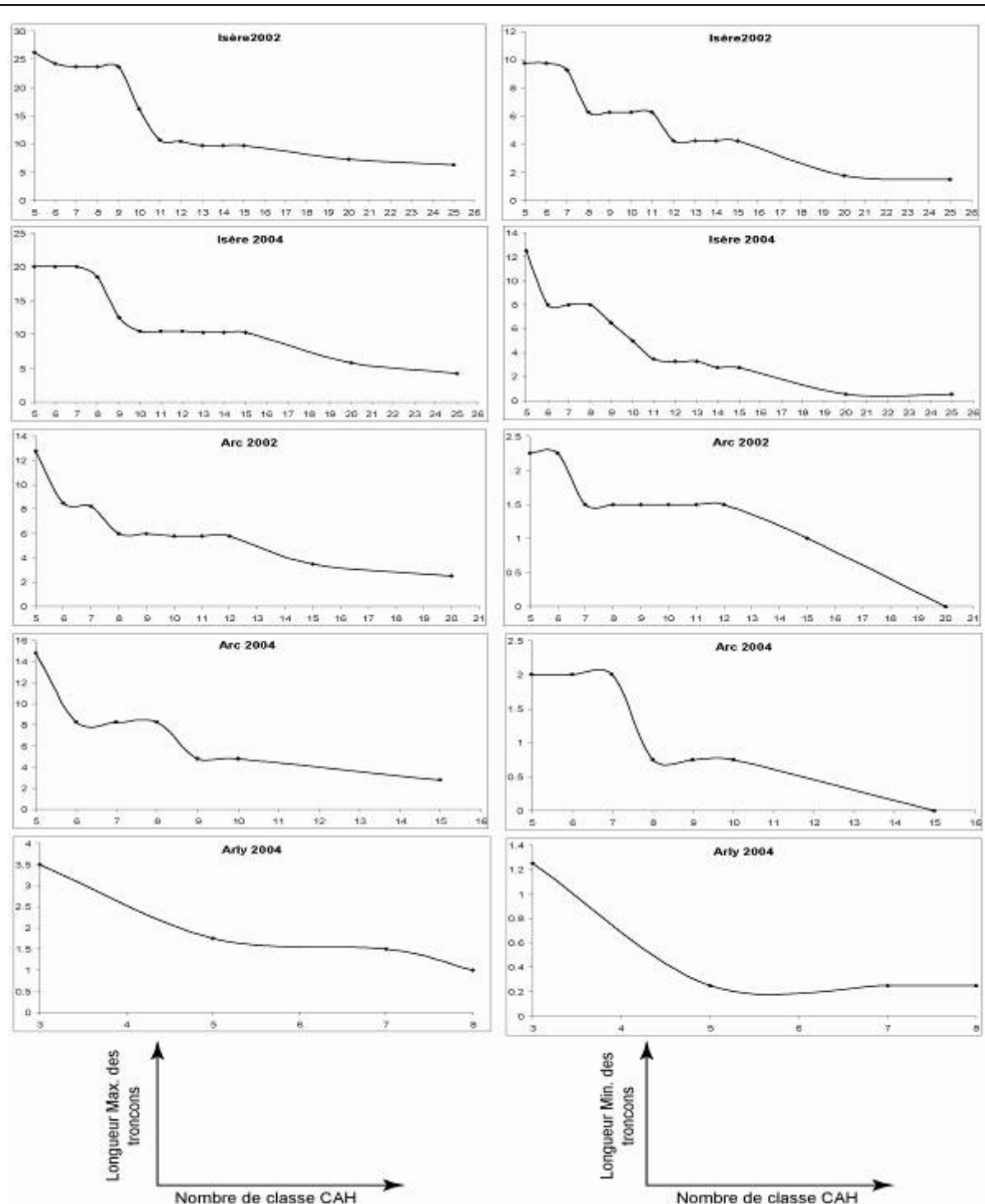
A partir des segments unitaires de 250 m, cette méthode nous a permis d'une part de déterminer, de manière objective, les ruptures dans les concentrations de troncs et d'embâcles le long des linéaires des cours d'eau et d'autre part de définir des tronçons homogènes du point de vue de la concentration des troncs et des embâcles (Cartes 7 et 8). Cette méthode étant basée sur une CAH, un nombre différent de tronçons homogènes a été obtenu en fonction du nombre de classes désirées. Une étude de la longueur minimale et maximale des tronçons homogènes obtenus en fonction du nombre de classes désirée nous a permis de déterminer le seuillage le plus pertinent dans le cadre de ce travail (Figure 6). Cette méthode n'a pas été mise en oeuvre sur l'Arly en 2002 entre Ugine et Albertville ; en effet, en 2002, lors du relevé de terrain, peu de bois mort était présent dans l'espace intradigue de l'Arly (seuls, vingt-neuf troncs isolés ont pu être recensés mais aucun embâcle). Cet effectif n'est pas suffisant pour réaliser les tests.

Sur les tronçons homogènes obtenus pour les troncs isolés puis les embâcles les paramètres décrits précédemment ont été mesurés, c'est-à-dire :

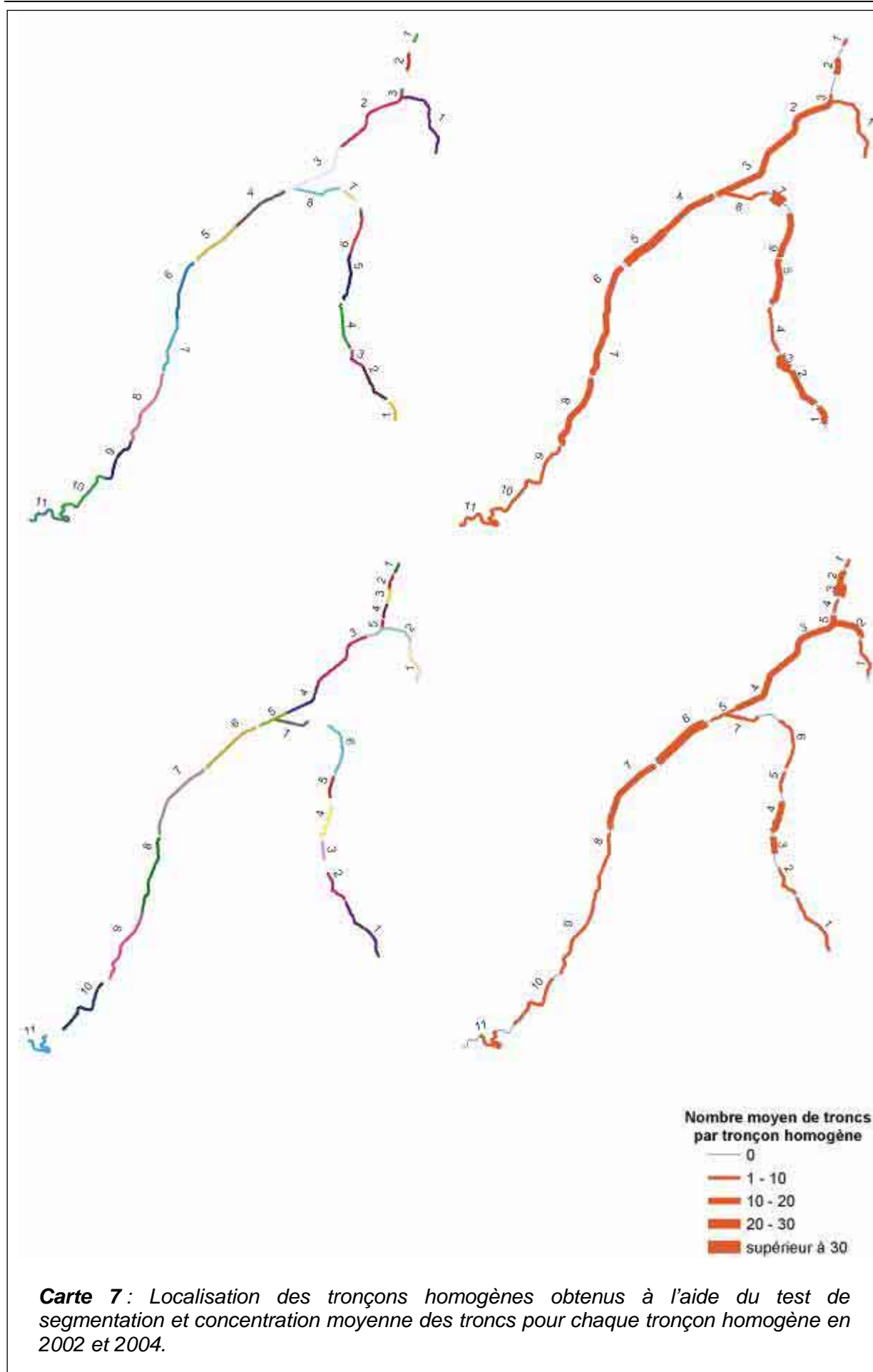
- la superficie des bancs,
- le périmètre de la bande active,
- le dénombrement des îlots boisés présents dans la bande active,

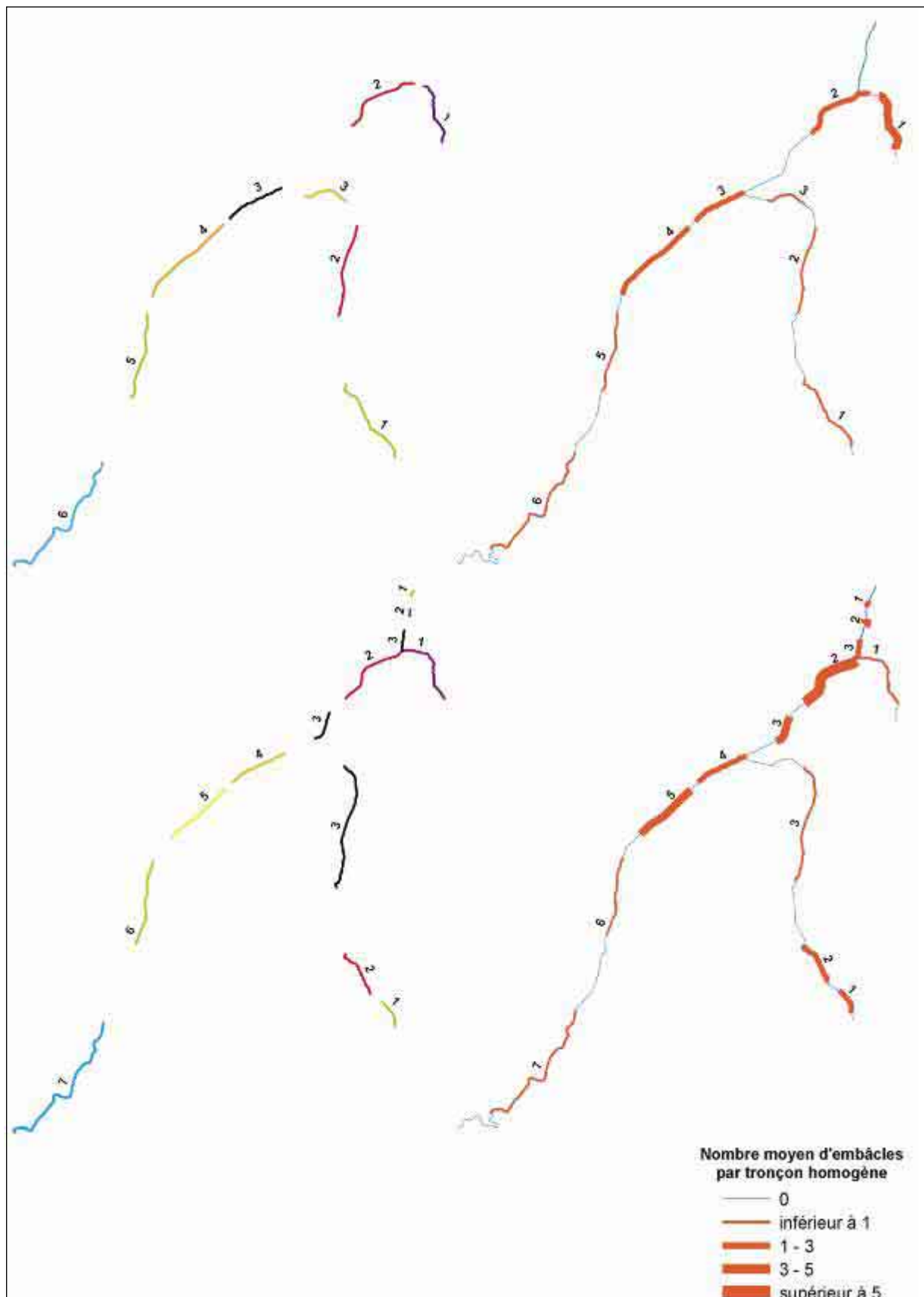


- le dénombrement des chenaux en eau,
- la délimitation des linéaires entretenus,
- la pente.



**Figure 6 :** Longueur minimale et maximale des tronçons homogènes obtenus en fonction du nombre de classes désirée lors de la CAH dans le cas des troncs isolés.





**Carte 8 :** Localisation des tronçons homogènes obtenus à l'aide du test de segmentation et concentration moyenne des embâcles pour chaque tronçon homogène en 2002 et 2004.

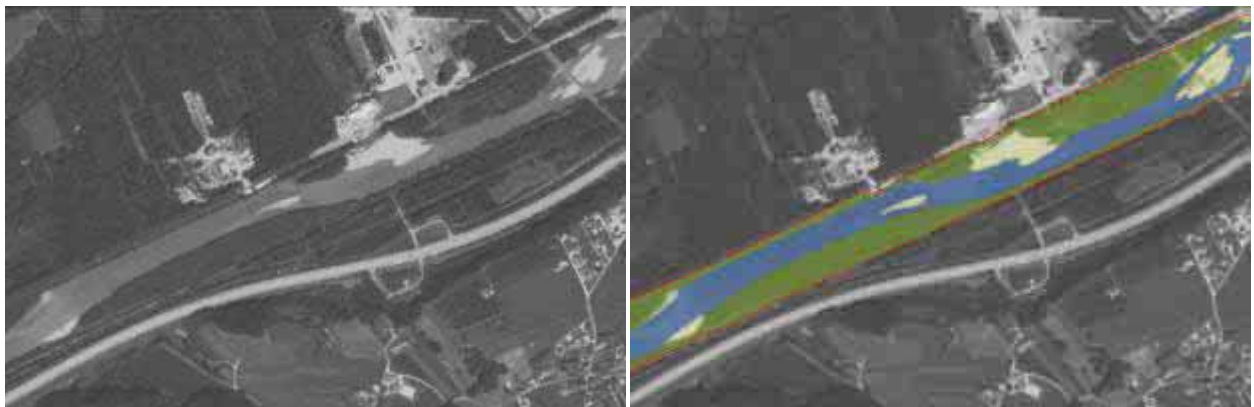
### **3) CARTOGRAPHIE DE L'ESPACE INTRA-DIGUE**

Afin de mesurer l'ensemble des paramètres potentiels contrôlant la répartition des accumulations, une cartographie de l'espace intra-digue a été réalisée. Nous avons utilisé deux images panchromatiques du satellite Spot 5, possédant une résolution spatiale de 2,50 m, réalisées le matin du 19 juillet 2002. Ces deux images géoreferencées ont été mosaïquées à l'aide du logiciel de télédétection Envi. L'image finale possède une taille de plus de 1,2 Go.

#### **3.1) Méthode utilisée pour l'Isère**

Sur l'Isère, la cartographie de l'espace intra-digue a été réalisée à l'aide du logiciel Arcmap. Les éléments suivants ont été digitalisés (Figure 7) :

- Les zones végétalisées (en vert),
- Les zones en eau (en bleu),
- Les bancs (en jaune).



**Figure 7** : Résultats de la digitalisation obtenus sur l'Isère.

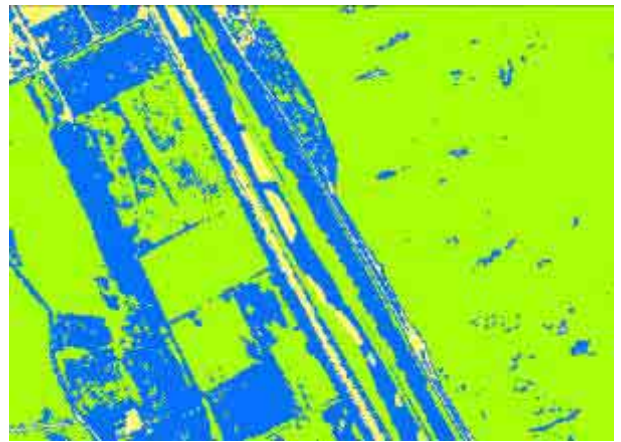
Le résultat obtenu est un fichier de couvertures polygonales composé des trois entités. La limite rive gauche et rive droite de l'espace intra-digue a, elle aussi, été digitalisée. Cette limite correspond au chemin passant sur le sommet des digues. Elle a permis ensuite de vérifier que les superficies des deux fichiers de couverture

étaient identiques. L'ensemble de l'espace intra-digue a été identifié, toutes les entités spatiales sont renseignées.

### **3.2) Méthode utilisée pour les autres cours d'eau**

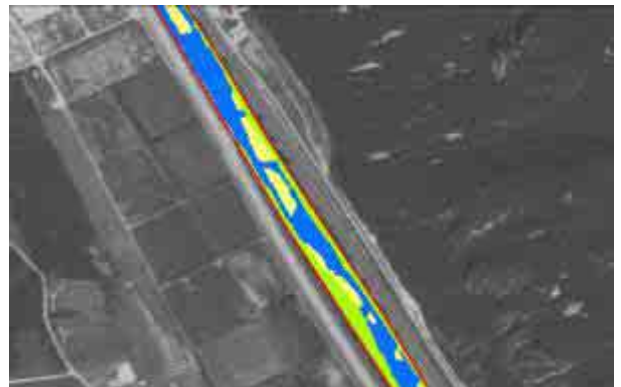
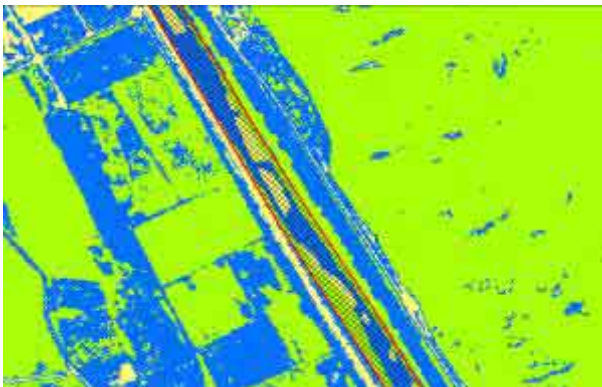
Dans le cas de l'Arc et de l'Arly, la cartographie de l'espace intra-digue a été réalisée à l'aide des outils issus de la télédétection. Nous avons utilisé le logiciel Envi. La description et les résultats sont présentés sur la figure 8.

Etape 1 :



*A partir des images Spot, nous avons utilisé les R.O.I (Region of Interest) issus de l'Isère afin d'identifier correctement sur l'Arc et l'Arly, les signatures spectrales de l'eau, des zones végétalisées et des bancs. Nous avons ensuite réalisé une classification d'image en utilisant la méthode de la distance minimum.*

Etape 2 :



*Le résultat obtenu lors de l'étape précédente sous le logiciel Envi a été importé au format Géotiff dans ArcMap. Les limites de l'espace intra-digue des deux cours d'eau (obtenu lors de la digitalisation) ont été converties en fichier raster. Un « overlay » multiplication des deux images a permis d'obtenir uniquement la cartographie de l'espace intra-digue.*

**Figure 8 :** Description de la méthode et présentation des résultats obtenus sur la cartographie de l'espace intra-digue de l'Arc et de l'Arly à l'aide des outils de télédétection.

### **3.3) Avantages / Inconvénients des méthodes utilisées**

Deux méthodes ont été utilisées afin de cartographier l'espace intra-digue des cours d'eau. La première est basée sur le principe de la digitalisation. Elle a été mise en place uniquement sur l'Isère. Son utilisation a été nécessaire afin d'harmoniser les résultats issus de la digitalisation de ce même espace, mais à partir de photographies aériennes couleurs de 1990 dans le cadre des mesures réalisées sur l'érosion des berges (partie suivante). La digitalisation a permis de réduire les erreurs possibles de confusion provenant des différences de résolution spectrales et spatiales existant entre les images satellites et les photographiques aériennes.

Les méthodes de télédétection ont été employées sur l'Arc et l'Arly. Deux difficultés ont été rencontrées lors des traitements :

- *Une difficulté liée à l'interprétation* : l'identification des R.O.I. peut être délicate dans un contexte de rivière en gorges, au même titre que la caractérisation des signatures spectrales de chaque R.O.I. dans le cas où il est nécessaire de les créer ;
- *Une difficulté matérielle* : la taille des images mosaïquées (dans notre cas, les deux images Spot mosaïquées « pèsent » 1,25 Go) rend les traitements de télédétection (notamment pour les classifications d'images) longs, et peut générer, de nombreux bugs si l'ordinateur ne dispose pas d'une puissance de calcul et d'une mémoire suffisante. L'utilisation d'un « mask », s'il réduit la surface à analyser, ne réduit pas pour autant la taille de l'image en Gigaoctets.

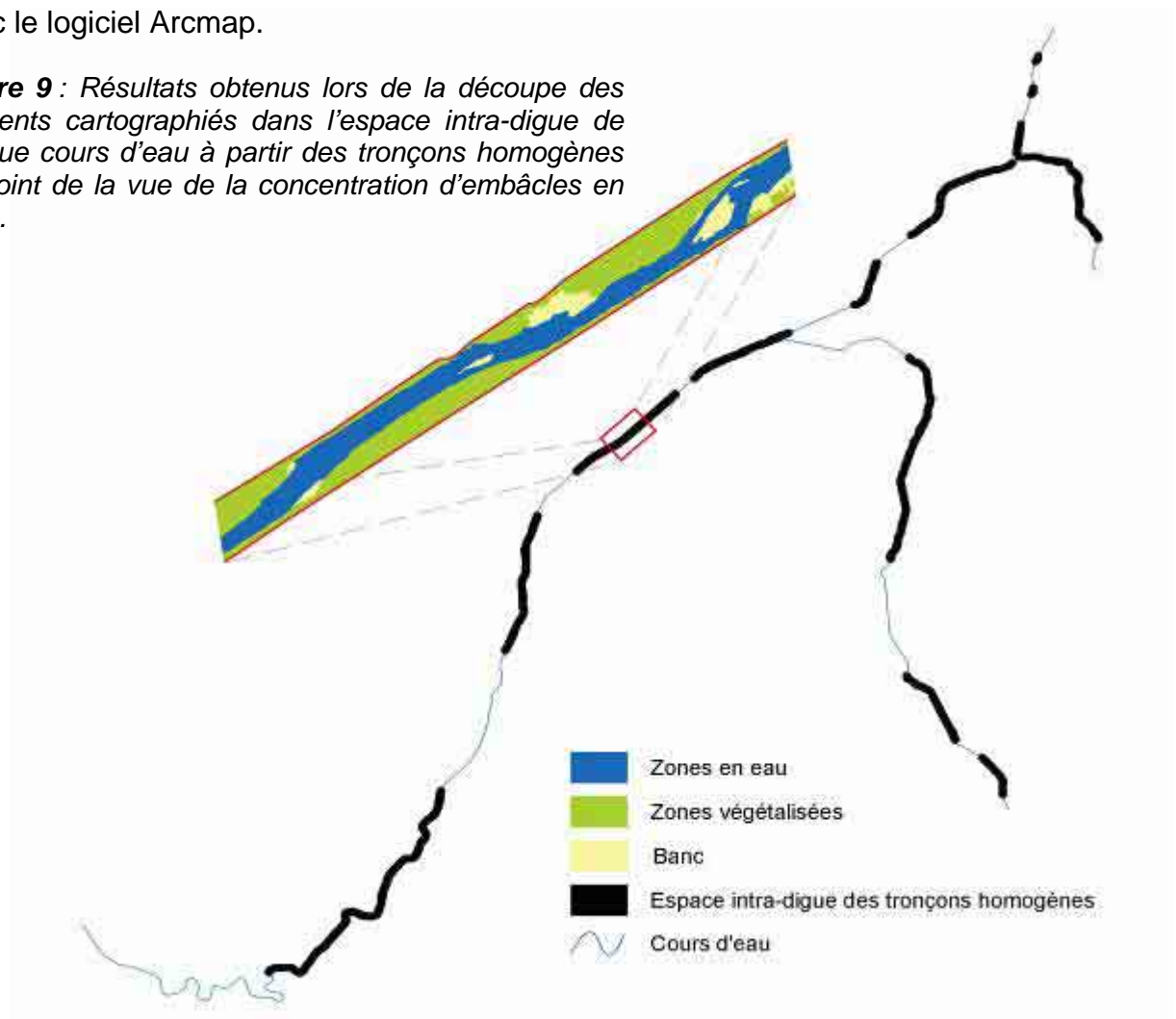
Enfin, nous avons choisi d'acquérir, durant l'étude, deux images Spot 5 possédant une résolution spatiale de 2,5 m. Si elles sont précises spatialement (avec deux images, on couvre l'ensemble de la zone d'étude (contrairement à une image Quickbird ou Ikonos)) et leur prix abordable (300 Euro contre 4500 Euro environ pour une image Quickbird), leur résolution spectrale est en revanche limitée. Dans le cadre d'une classification d'images, nous ne possédons que le canal panchromatique. Dans le futur, il serait plus judicieux d'acquérir une image Spot 5,

possédant une résolution spatiale plus faible de l'ordre de 5 m, mais une résolution spectrale plus riche (3 canaux dans le visible et le canal panchromatique). La cartographie du corridor serait plus précise, ainsi il serait possible de distinguer les zones de végétation mature des zones de végétation pionnière (ce travail a été réalisé sur les images panchromatiques à partir de filtre de texture, mais les résultats n'ont pas été convaincants).

#### **4) MESURE DES PARAMETRES MORPHOLOGIQUES DE CHAQUE TRONÇON HOMOGENE**

A partir des tronçons homogènes en terme de concentration de troncs ou d'embâcles, nous avons découpé l'espace intra-digue de manière à obtenir, pour chaque tronçon homogène, les zones en eau, les zones végétalisées et les bancs (Figure 9). Cette étape a été réalisée sur chaque cours d'eau et pour chaque année avec le logiciel Arcmap.

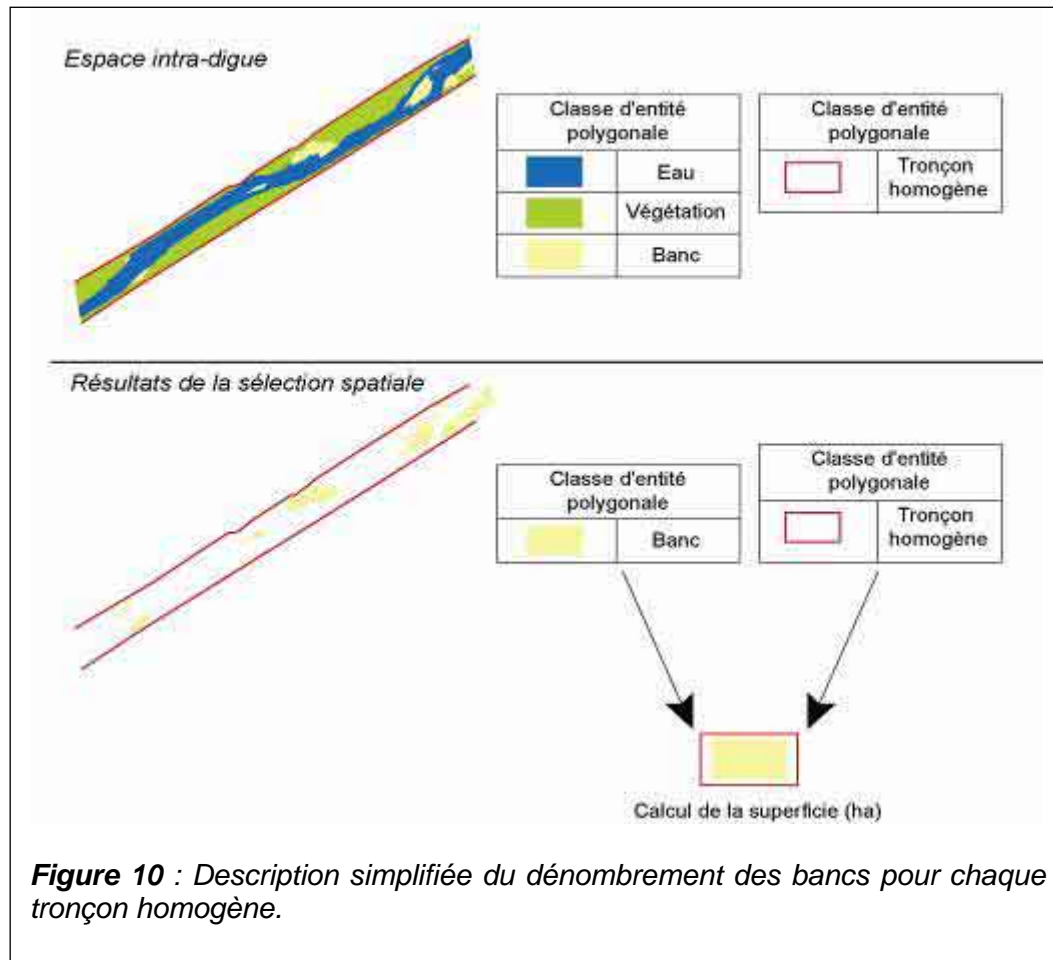
**Figure 9 :** Résultats obtenus lors de la découpe des éléments cartographiés dans l'espace intra-digue de chaque cours d'eau à partir des tronçons homogènes du point de la vue de la concentration d'embâcles en 2004.





#### 4.1) Nombre de bancs et superficie

À partir du résultat obtenu lors de la digitalisation des éléments de l'espace intra-digue, les bancs ont été extraits (Figure 10). Les tronçons homogènes et les bancs sont des entités polygonales. A l'aide d'une jointure spatiale sous Arcmap, nous avons dénombré le nombre de bancs contenu dans chaque tronçon homogène. Nous avons ensuite calculé la superficie de chaque banc (Figure 10).



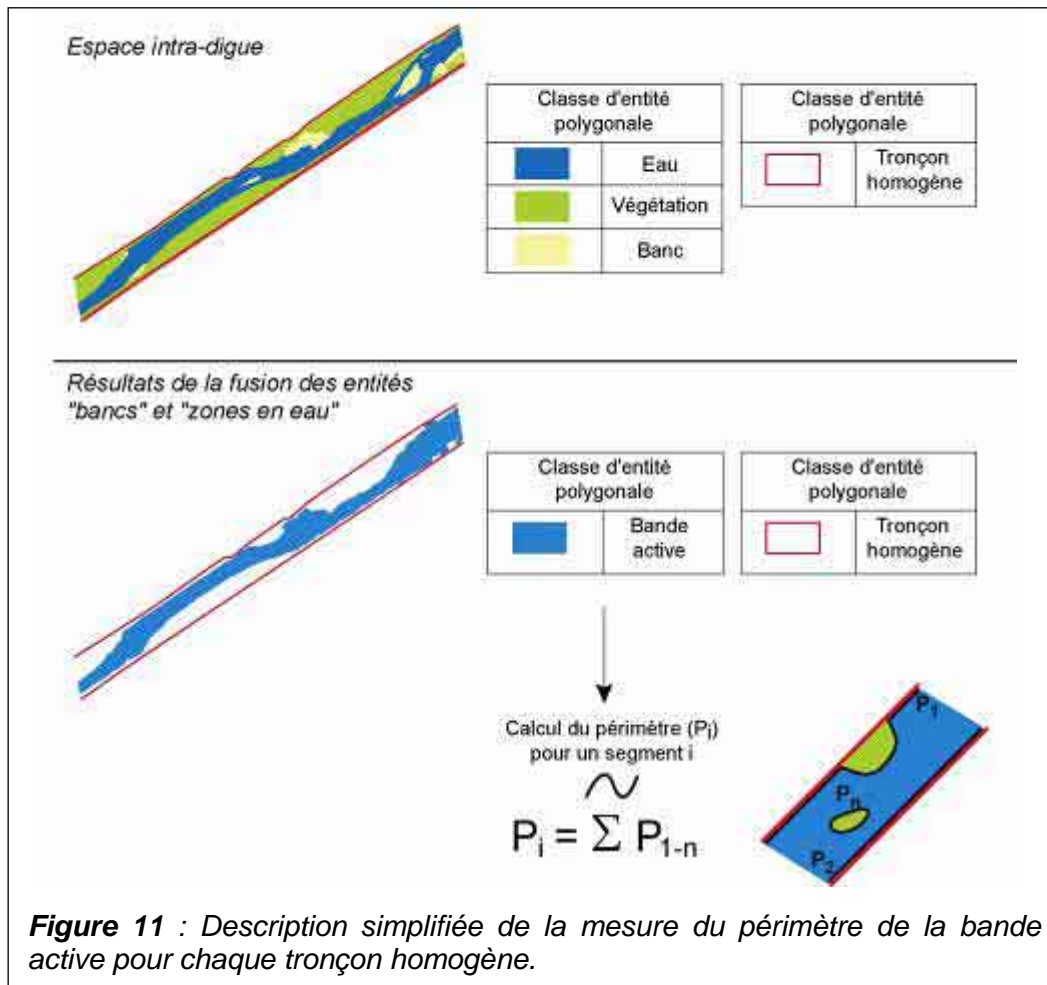
Rapporté à la longueur de chaque tronçon homogène, le résultat obtenu est le nombre moyen de bancs et la superficie moyenne des bancs par tronçon homogène.

#### 4.2) Périmètre de la bande active

Dans Arcmap, nous avons fusionné les entités polygonales « banc » et « zone en eau ». Le fichier obtenu correspond à la bande active dont nous avons calculé le

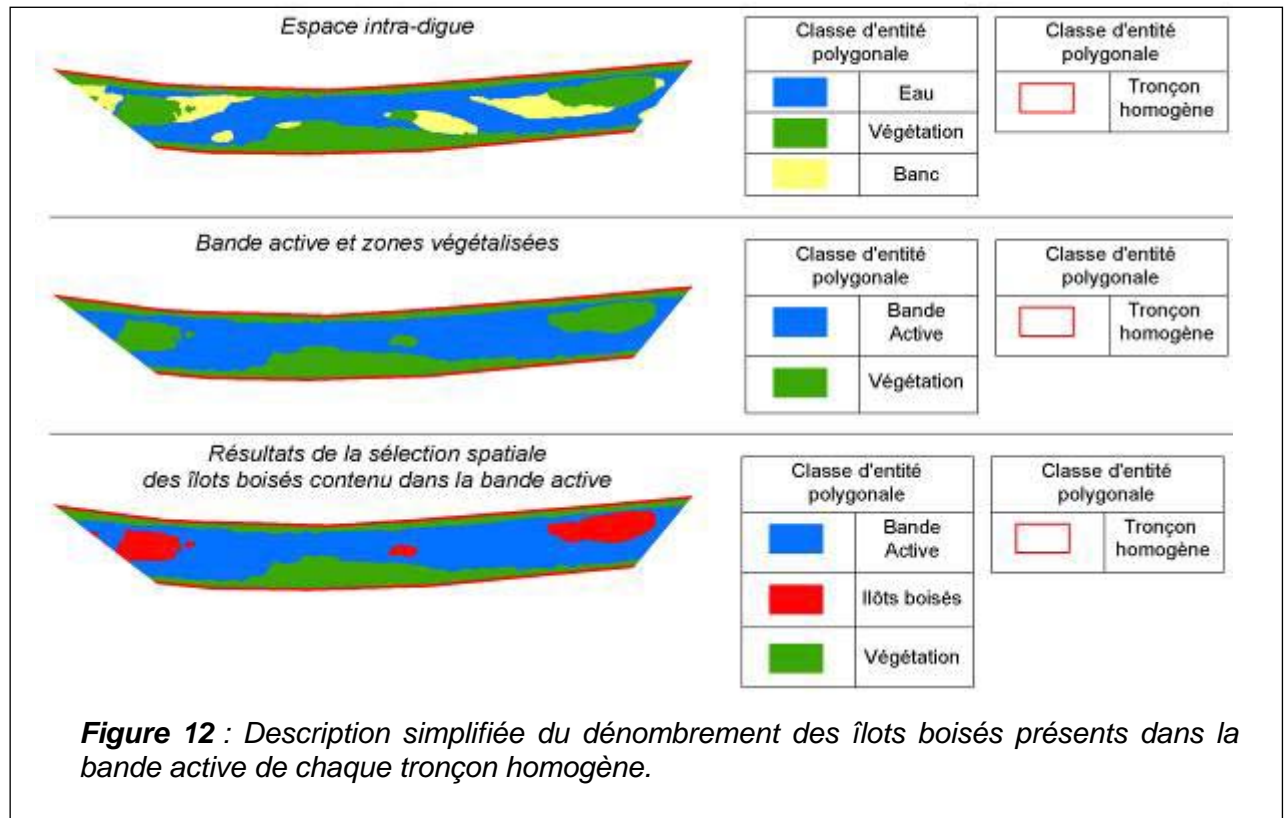


périmètre, selon la méthode présentée dans la figure 11 pour chaque tronçon homogène.



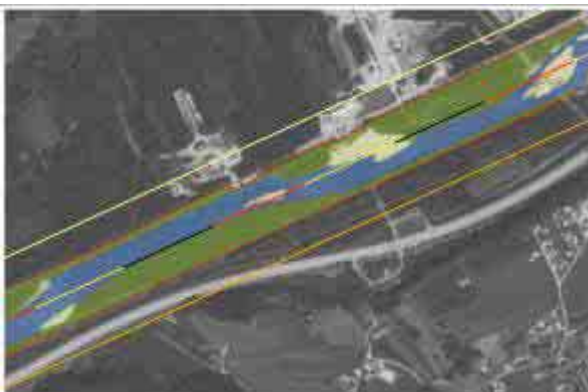
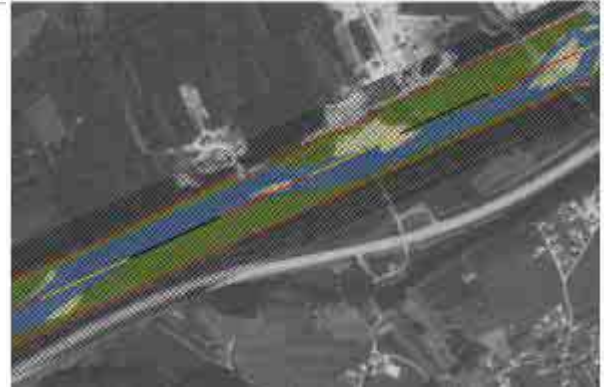
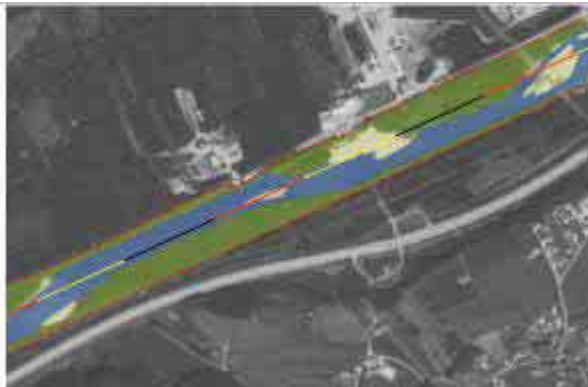
#### **4.3) Ilots boisés dans la bande active**

A l'aide du logiciel Arcmap, nous avons réalisé une sélection spatiale des polygones « végétation » contenus complètement dans la bande active. Le résultat obtenu est un fichier polygonal comprenant toutes les zones végétalisées présentes dans la bande active (Figure 12). Une jointure spatiale a permis de dénombrer, pour chaque tronçon homogène, le nombre d'îlots boisés présents dans la bande active.



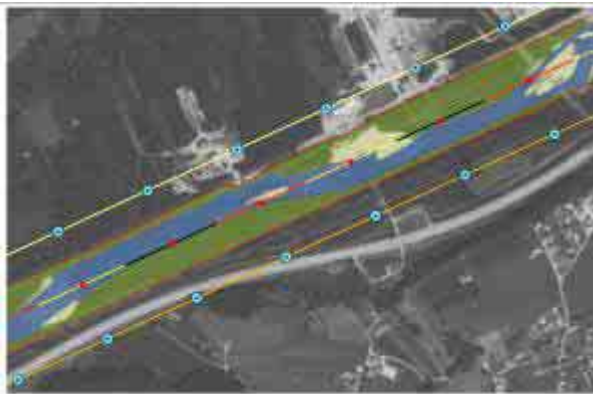
#### **4.4) Nombre de chenaux en eau présents dans la bande active**

Étape 1 :



Une zone tampon de 150 mètres autour du fichier ligne représentant le linéaire de l'Isère fragmenté en segment unitaire de 250 m (en noir) a été réalisée. Le fichier de couverture polygonale obtenu a été transformé ensuite en deux fichiers de couverture de ligne parallèle située en rive gauche (en jaune) et en rive droite (en orange).

## Étape 2 :

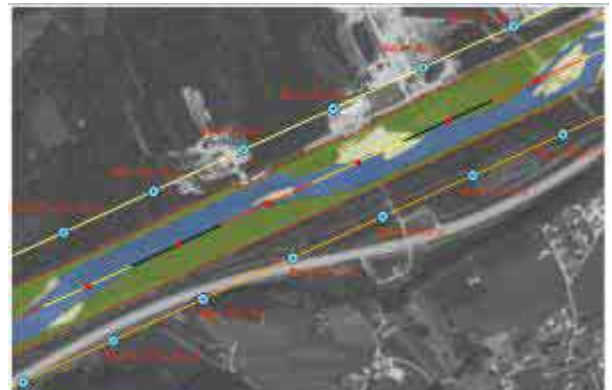


Nous avons créé un nouveau fichier de points. Chaque nouveau point est au centre des segments de 250 mètres calculé dans la partie 1.1.2. Ce nouveau fichier a été utilisé ainsi que le script « Accrocher » développé par ESRI France afin de projeter les points perpendiculairement sur la rive droite puis sur la rive gauche (en bleu).

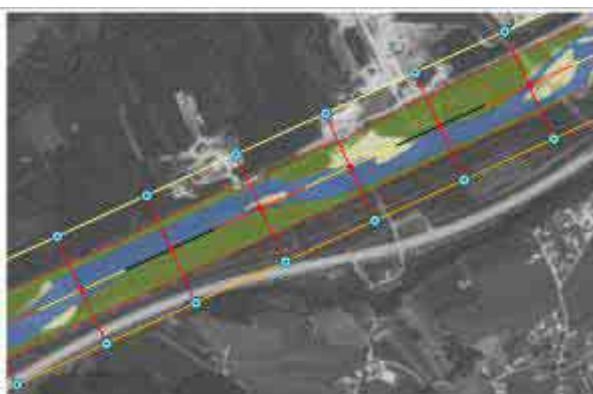
## Étape 3 :

Nous avons ensuite « recodé » les points depuis l'amont vers l'aval à l'aide d'une incrémentation de niveau 1. Chaque point situé sur la rive droite possède un numéro identique au point se situant en rive gauche selon une direction perpendiculaire au linéaire de l'Isère. Nous avons extrait les coordonnées géographiques de chaque point. La collecte de ces informations a été nécessaire afin de créer manuellement à l'aide d'un éditeur de texte, un fichier texte dont la structure est la suivante :

```
1
X1 ; Y1
X'1 ; Y'1
END
N
Xn ; Yn
X'n ; Y'n
END
END
```

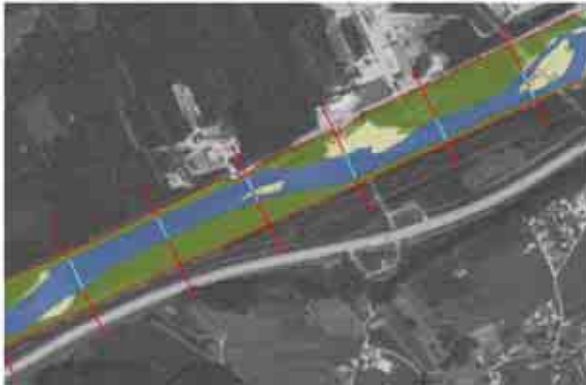


## Étape 4 :



A partir du fichier texte généré lors de l'étape précédente, nous avons créé des lignes à l'aide de la commande « Generate Line » du logiciel Arcinfo. Chaque ligne est perpendiculaire au linéaire de l'Isère. Chaque ligne est espacée de 250 mètres.

## Étape 5 :



*A l'aide des lignes créées précédemment, nous avons réalisé une jointure spatiale avec le fichier polygonal des zones en eau.*

*Cette jointure a permis de dénombrer le nombre de chenaux pour chaque segment unitaire de 250 mètres.*

#### **4.5) Autres facteurs : la pente et l'entretien des cours d'eau**

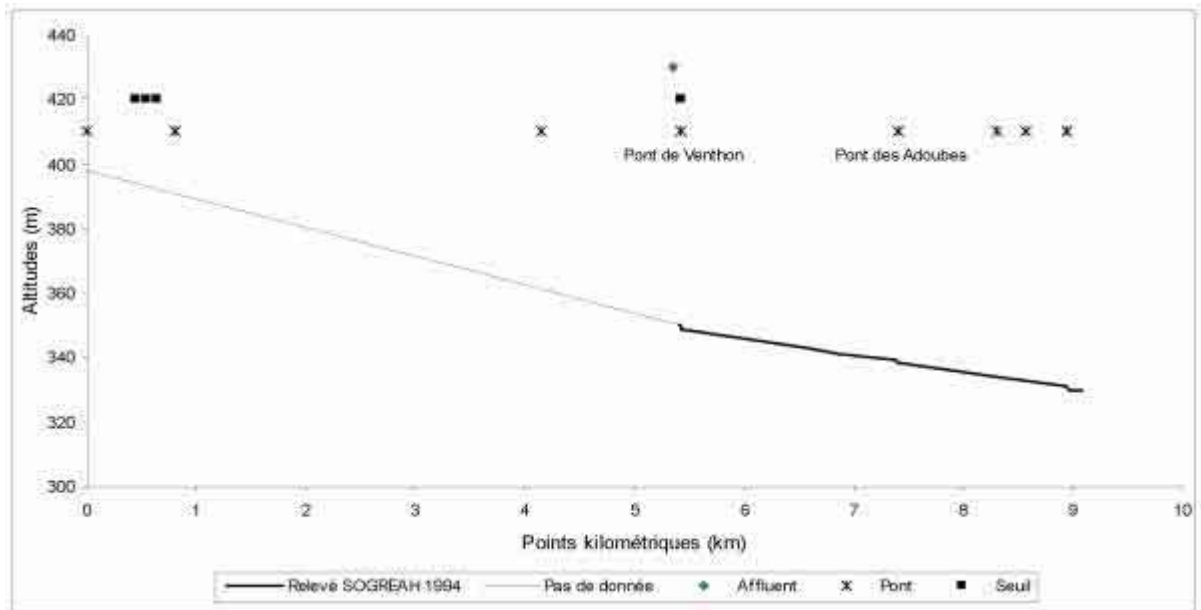
##### 4.5.1) La pente

Les données de pente des cours d'eau sont basées sur le rapport réalisé par la SOGREAH en 1994. Ce rapport rend compte de l'évolution verticale des lits de l'Arc, de l'Isère et de l'Arly, entre 1982 et 1993, en Savoie dans le domaine public. Les données de pente pour l'Isère dans le département de l'Isère ont été aimablement fournies par F. Vautier. Elles proviennent d'un relevé réalisé par la SOGREAH en 1999. Aucune donnée plus récente n'est disponible sur le linéaire des cours d'eau de l'étude.

##### 4.5.1.1) L'Arly

Nous disposons d'un profil réalisé entre le pont de Venthon et la confluence avec l'Isère en 1993 (rapport SOGREAH, janvier 1994). Nous ne possédons pas de données sur la section amont, du pont de l'Isle au pont de Venthon, si ce n'est une valeur de la pente moyenne de l'ordre de 8,5 ‰ (Figure 13). Du pont de Venthon au pont des Adoubes, la valeur moyenne de la pente varie entre 5 et 5,5 ‰. Cette réduction de la pente est liée à une réduction de la largeur du lit de l'Arly consécutive à l'aménagement de la RN 212 (SOGREAH, 1994). La pente diminue ensuite à 4,2 ‰ du pont des Adoubes à l'Isère. Trois seuils existent entre Ugine et le pont de Venthon, leur hauteur cumulée est de 2,6 mètres. Les travaux de la RN 212 ont entraîné la suppression de la divagation du lit de l'Arly.



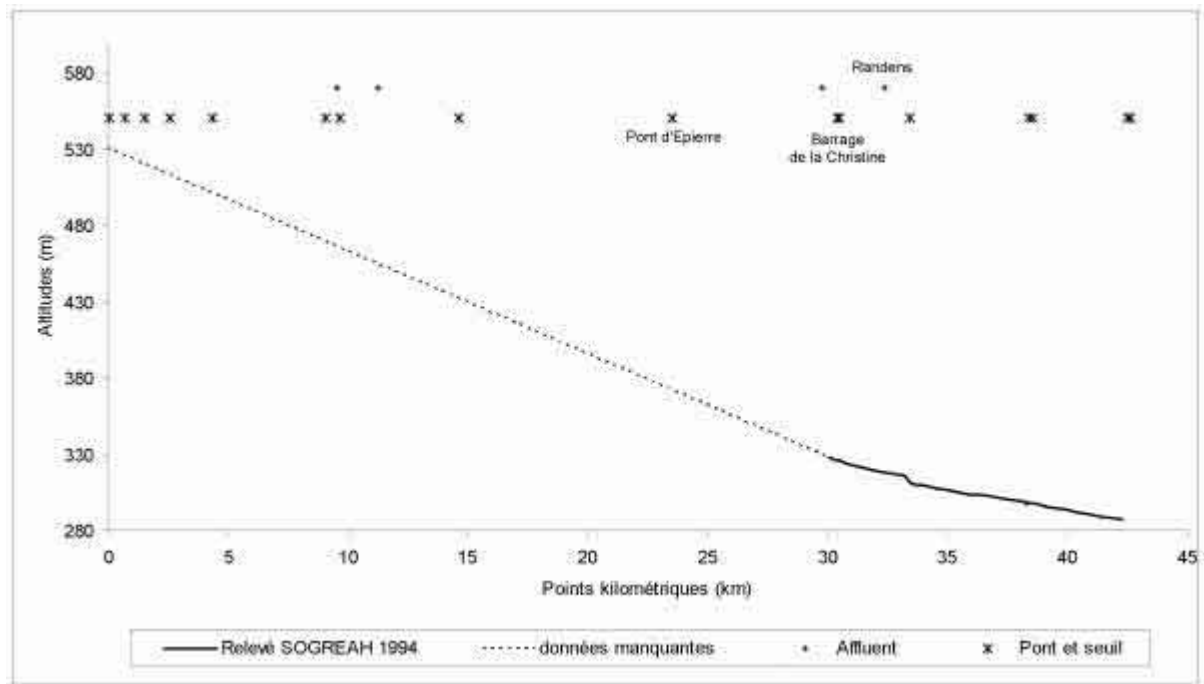


**Figure 13 :** Profil en long de l'Arly réalisé à partir des données du rapport de la Sogreah de 1994 entre le pont de l'Isle et la confluence avec l'Isère.

Les observations de terrain effectuées de 2002 à 2004 montrent qu'entre le pont de l'Isle et le pont de la Cd 103, l'Arly s'écoule dans un chenal unique encombré de gros blocs, où trois seuils se succèdent à environ cent mètres d'intervalle. A partir du pont de la Cd 103 et jusqu'à la confluence avec le Doron de Beaufort, le lit de l'Arly est plus large et se comporte comme un chenal en tresses, des bancs médians apparaissent, dont certains sont végétalisés, notamment dans le secteur amont et aval du pont de Thenesol jusqu'à la confluence avec le Doron de Beaufort. Entre cette confluence et le pont de Venthon, situé à une centaine de mètres à l'aval, la largeur du lit de l'Arly diminue à nouveau et devient à chenal unique. Au pont des Adoubes, la largeur du lit augmente à nouveau, jusqu'à la confluence avec l'Isère. Des bancs non végétalisés sont présents dans cette section.

#### 4.5.1.2) L'Arc

Nous ne disposons que de données issues du rapport de la SOGREAH de 1994, entre le pont d'Epierre et la confluence avec l'Isère (Figure 14). Dans la plaine des Hurtières, entre le pont d'Epierre et le barrage de la Christine, la pente moyenne est de 4,5 ‰ en amont. On observe une tendance à l'engravement sur un kilomètre en amont du barrage de la Christine entre 1982 et 1993.



**Figure 14 :** Profil en long de l'Arc réalisé à partir des données du rapport de la Soareah de 1994 entre Saint-Jean de Maurienne et la confluence avec l'Isère.

A l'aval, jusqu'au pont d'Aiton, la pente varie entre 2,5 et 2,8 ‰. Ce tronçon est marqué par un enfoncement continu de forte amplitude (Marnezy, 1999). Sur cinq kilomètres, l'incision est de l'ordre de 3 à 4 mètres et dépasse 6 mètres à l'aval de Randens où l'enfoncement s'accompagne d'une érosion latérale spectaculaire mais localisée (Marnezy, 1999). Ensuite, la pente moyenne est de 2,7 ‰. Jusqu'à la confluence avec l'Isère, on observe des abaissements localisés qui sont les résultats d'une régularisation du profil en long du lit après la crue d'octobre 1993.

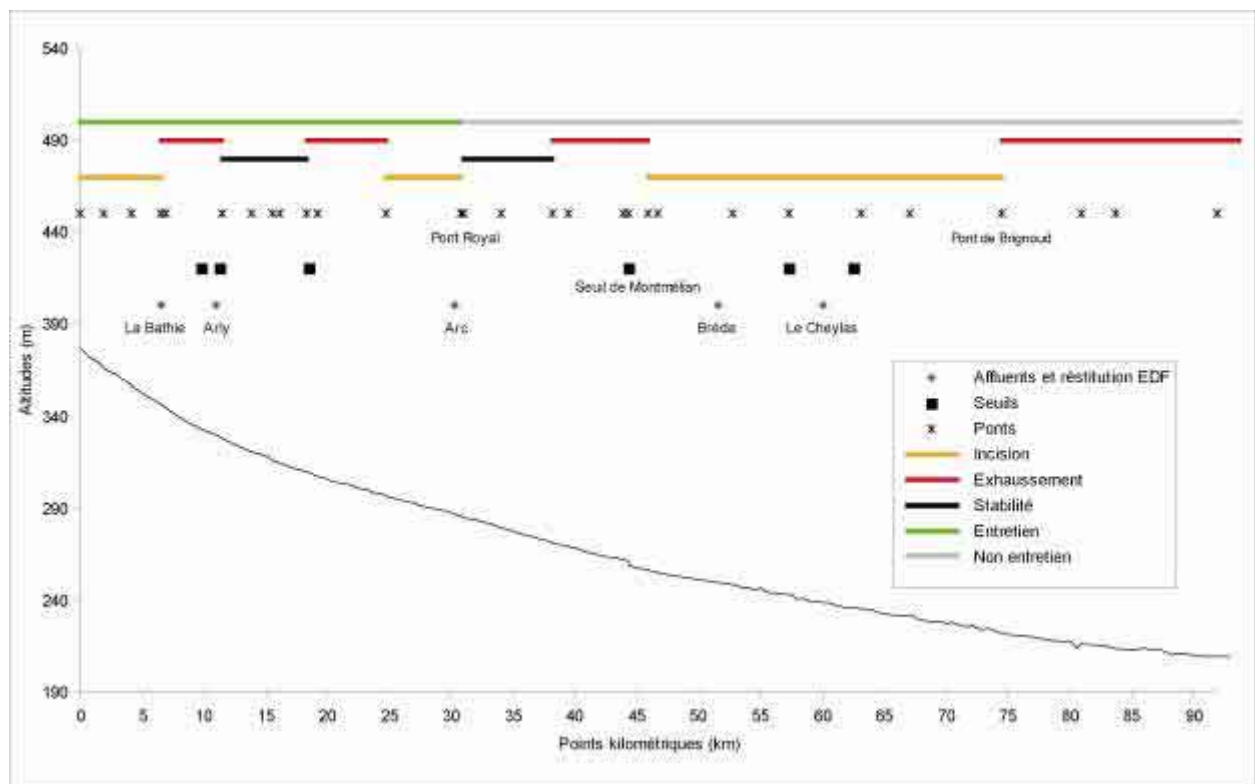
#### 4.5.1.3) L'Isère (Figure 15)

Entre le pont de Saint-Paul-sur-Isère et le torrent d'Arbine, la pente est de 6,2 ‰. L'Isère est un torrent dans cette partie du réseau hydrographique. Les anciennes zones d'extractions se combleraient lentement et de nombreux abaissements atteignent localement 0,8 mètres. A partir du seuil d'Essert-Blaye, la pente diminue pour atteindre 4,2 ‰. On observe, au droit des anciennes extractions, un abaissement du niveau d'étiage de l'ordre de 0,5 mètres.

De la restitution de la Bathie à la passerelle du Rhonne, la valeur moyenne de la pente est de 4,5 ‰. On a mesuré un abaissement ponctuel, à l'aval direct de la

restitution ; ensuite la zone s'est exhaussee entre 1982 et 1993. À l'aval de la passerelle du Rhonne, la pente diminue pour atteindre 3,1 ‰.

De la confluence de l'Arly au Pont d'Albertin, où le lit de l'Isère est stabilisé depuis 1984 par un radier, le lit est stable, de même que du pont de Tournon au pont de Frontenex. Toutefois, les relevés réalisés en 1993 notent que le lit s'est exhaussé de 0,9 mètre en moyenne sur ce secteur depuis 1982. Entre le pont de Frontenex et le pont de Grésy, on note en 1993 une tendance à l'exhaussement du niveau d'étiage. La pente moyenne est de 1,8 ‰, elle reste inférieure à la pente d'équilibre de 2,2 ‰.



**Figure 15 :** Profil en long de l'Isère réalisé à partir des données des rapports de la Sogreah de 1994 et de 1999 entre le pont de Saint-Paul-sur-Isère et Grenoble.

Entre le pont de Grésy et le confluent de l'Arc, on observe une tendance à l'abaissement de la ligne d'eau d'étiage, particulièrement en aval du pont de Grésy (- 0,3 / - 0,8 m). La pente moyenne du lit est plus faible (1,7 ‰). D'après SOGREAH (1994), l'arasement des bancs, réalisé depuis quelques années pour améliorer l'étalement du débit de crue sous le pont de Grésy, a pu favoriser cette tendance à l'abaissement du lit aval.

De la confluence de l'Arc au pont des Anglais (soit 9 kilomètres), le niveau moyen du lit sur l'ensemble du tronçon est stable, avec une pente moyenne de

1,9‰. On note cependant une tendance ponctuelle à l'abaissement de faible importance au niveau du pont de Coise, réalisé en 1990, et entre ce pont et le pont de Saint-Pierre-d'Albigny, où le déplacement des seuils alluviaux et des mouilles occasionnent, dans les méandres du lit principal, une alternance de rapides et de courants de faibles vitesses, et donc certains abaisssements faibles au droit des anciens seuils alluviaux, et inversement des relèvements au droit des anciennes mouilles.

Au voisinage du pont des Anglais, la pente est de 1,9 ‰. Elle est identique à celle de l'amont. SOGREAH décrit en 1994 que l'évolution du lit devrait se poursuivre par un nouveau relèvement en amont du pont de Montmélian et une possibilité de faible abaissement au pont des Anglais. Entre le nouveau et le vieux pont de Montmélian, la réalisation du seuil en 1984 a relevé de 1,4 à 1,7 mètres le niveau d'étiage. Le dénivelé entre l'amont et l'aval du Vieux pont est désormais inférieur à 0,5 mètres. L'incidence de ce relèvement se prolonge sur 3 kilomètres en amont, dans l'ancienne zone d'extraction, avec une valeur moyenne de 0,8 mètres. Le comblement des fosses d'extraction a contribué, par le déficit de transport solide, à l'abaissement rapide du lit à l'aval du seuil. A l'aval du pont de l'A43, réalisé en 1988, on enregistre une tendance à l'abaissement du lit analogue à celle observée au pont de la Gâche (Pontcharra) en amont. La pente moyenne est de 1,15 ‰. Entre le pont de l'autoroute et le pont SNCF, le niveau du lit est stable. En amont de l'ancien pont Mollard détruit par la crue du 11 octobre 1981, le fond du lit a retrouvé, avec l'effacement de la chute une pente d'équilibre égale à 1,3 ‰. Cette évolution a entraîné, en aval du seuil du nouveau pont de Montmélian, un abaissement moyen de 1 m.

Le profil en long, entre le Pont de la Gâche et Grenoble, est fortement marqué par le réajustement vertical du lit depuis une trentaine d'années suite aux modifications anthropique de la pente du lit. Du pont de la Gâche au pont de Tencin, on observe, en 1993, un léger abaissement de la ligne d'eau d'étiage de 0,3 mètres. Entre le pont de Tencin et le pont de Brignoud, on observe un enfoncement croissant de l'aval vers l'amont de l'ordre de 0,15 mètres en moyenne.

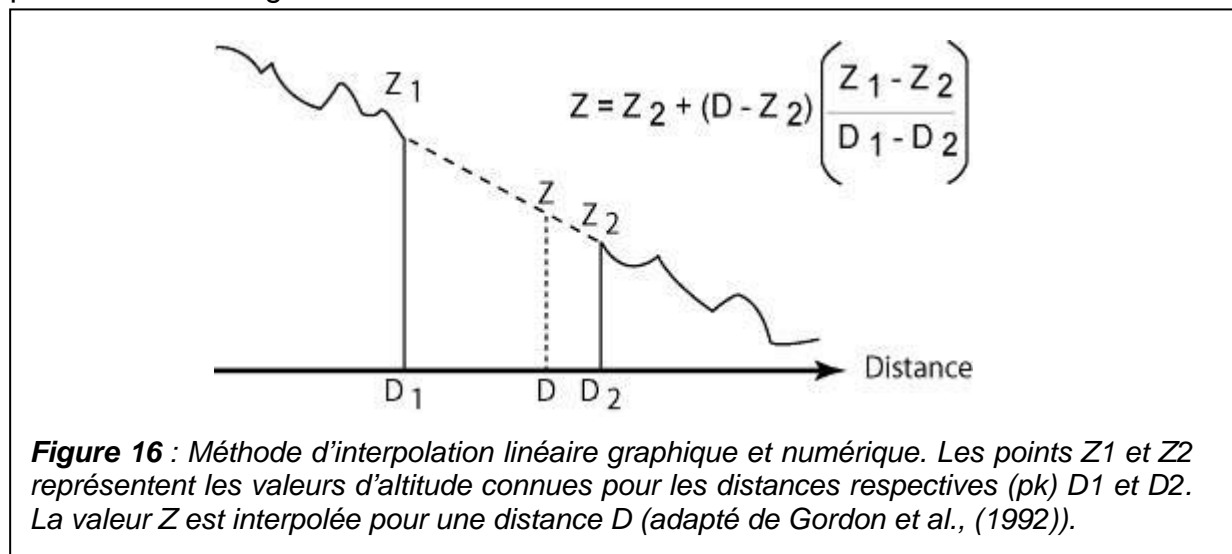
Au niveau du pont de Brignoud, la tendance s'inverse. Un exhaussement du lit apparaît, de l'ordre de 0,2 / 0,3 mètres, qui se poursuit jusqu'à l'entrée de Grenoble (pont de la rocade sud). Ce basculement du profil en long de l'Isère existait déjà au début des années 1970 (Vautier, 2000). Contrairement aux conclusions du rapport



SOGREAH (1994), Vautier (2000) n'attribue pas l'ajustement vertical du profil en long à la mise en place de la restitution du Cheylas en 1980, mais à l'action cumulative d'extractions massives entre le pont de Brignoud et le pont de Domène et de la coupure du méandre du Bois Français en 1968. Ces actions ont entraîné un creusement marqué du fond du lit, particulièrement prononcé en amont de Domène.

#### 4.5.1.4) Calcul de la pente moyenne des tronçons homogènes de l'Isère

Les données disponibles sur l'Arc et L'Arly sont partielles. Elles n'ont pas permis le calcul de la pente moyenne des tronçons homogènes pour ces deux cours d'eau. Le calcul de la pente moyenne de chaque tronçon homogène a été réalisé uniquement sur l'Isère. Les points kilométriques des relevés SOGREAH n'étant pas identiques aux points kilométriques des tronçons homogènes, leurs valeurs ont été calculées à l'aide de la méthode d'interpolation linéaire graphique et numérique présentée sur la figure 16.



#### 4.5.2) L'entretien du lit

Sur le linéaire de l'Arc et de l'Arly, aucune action d'entretien n'est mise en œuvre. Aucun document officiel ne mentionne ni entretien, ni intervention sur la végétation ou le bois mort présent dans l'espace intra-digue de ces deux cours d'eau. Toutefois, nous avons observé des « traces » d'entretien sur l'Arc (troncs et embâcles débités, restes de foyers) sans parvenir à identifier les responsables auprès des autorités compétentes de la DDE 73 et d'EDF Maurienne.

Sur l'Isère (Figure 15) il faut distinguer trois secteurs sur lesquels les logiques et les acteurs en charge de l'entretien sont différents.

#### 4.5.2.1) D'Aigueblanche à Pont-Royal

Nous sommes dans le cas d'un tronçon court-circuité (TCC). Le débit de l'Isère est dérivé au niveau du barrage d'Aigueblanche vers la centrale de Randens où il est restitué dans l'Arc. Le TCC s'étend du barrage d'Aigueblanche jusqu'à Pont-Royal.

Ce TCC est soumis à la réglementation inscrite dans le Décret du 21 février 1955 autorisant et concédant à EDF (Service National) l'aménagement et l'exploitation de la chute de Randens sur l'Isère et l'Arc dans le département de la Savoie. L'article 12, relatif au rétablissement des communications et de l'écoulement des eaux du chapitre II, relatif à l'exécution des travaux, du Décret du 21 février 1955, stipule que « le concessionnaire devra effectuer à l'automne, avec une rotation de deux années, le déboisement du lit majeur, digues exclues, de l'Isère, entre la prise et le Pont-Royal ».



**Photographie 19 :** Exemple d'entretien sur l'Isère entre Albertville et Pont-Royal, (a) réalisé en 2002, (b) en 2004, (c) en 1999 (photographie en 2003, B. Moulin).

Le relevé contradictoire de décisions de la réunion du 17 janvier 1995, relative au déboisement du lit de l'Isère (définitif), ajoute que la DDE 73 prend acte que depuis 40 ans, EDF, en concertation et accord avec elle, déboise sans dessoucher le lit majeur de l'Isère sur environ 50 km. Ce déboisement est programmé par rotations de trois ans et une réalisation annuelle sur le tiers du linéaire. Les 20 premiers kilomètres de la prise d'eau, d'Aigueblanche jusqu'au pont de Saint-Thomas sont traités de façon plus ponctuelle que les trente kilomètres restant jusqu'au Pont-Royal qui font l'objet d'un entretien périodique. Les interventions s'effectuent à l'automne, en fin et en début d'année (décembre et premier trimestre). L'entretien des digues est du ressort des propriétaires riverains avec participation possible de l'état.

La végétation est broyée ou brûlée sur place. Ces travaux sont réalisés à sec sur les atterrissements et îlots de l'Isère accessibles. Il est noté que depuis une quinzaine d'années EDF n'a pas déboisée trois îlots vers le lieu-dit Le Poulaton, entre le pont de Frontenex et le Pont de Grésy, à la demande de la DDE 73 dans le but de favoriser l'avifaune. Les travaux ne doivent pas porter préjudice aux castors qui commencent à coloniser cette partie de rivière.

En 1995, une modification des pratiques d'entretien a lieu. La présence des castors et le maintien de la population piscicole imposent de laisser une mosaïque de zones d'habitats constituée de bois jeunes. Les déboisements doivent être réalisés en alternance en évitant la rigueur du traitement linéaire.

Dans les faits, l'entretien se fait sur trois ans en alternance sur un tiers du TCC (Photographie 19). Les moyens utilisés varient en fonction de l'accessibilité du lit majeur. L'entreprise Bovet est en charge de l'entretien du TCC depuis 1998. La technique utilisée est celle du girobroyage à axe horizontal avec finition manuelle sur les bordures et les zones mécanisables inaccessibles. Le matériel utilisé permet de traiter mécaniquement des arbres dont le diamètre est inférieur à 15 cm (le girobroyeur Flexmobil de 200 CV, chenillé, qui possède une capacité de broyage de la végétation jusqu'à 15 cm de diamètre ou le girobroyeur Mulag-Giro de 60 CV, chenillé, qui permet le broyage de la végétation jusqu'à 5 cm de diamètre). Le débroussaillage est réalisé manuellement sur le secteur d'Aigueblanche au pont de Saint-Thomas et vers le Poulaton (entre pont de Frontenex et pont de Gresy) où la DDE 73 demande que le déboisement s'effectue uniquement sur une bande de 5 à 7 mètres en bordure de l'eau. Le reste du TCC est entretenu par débroussaillage mécanique.

Le coût de l'entretien de l'ensemble du TCC entre 1998 et 2001 était de 193 246 Euros TTC pour approximativement 80 hectares d'atterrissements déboisés (soit 11280 m<sup>3</sup>). Pour la période de 2001 à 2004, le montant estimatif des interventions était de 192 180 Euros HT.

#### *4.5.2.2) De Pont-Royal à la limite du département de l'Isère*

Sur ce tronçon, aucune politique d'entretien n'a été mise en place sur l'espace intra-digue. Seuls les talus des digues font l'objet d'intervention, dont aucune trace écrite ou cartographique ne subsiste. Ponctuellement, les différentes sub-divisions de la DDE 73 attribuent des concessions aux particuliers qui en font la demande afin de réaliser des coupes sur certaines portions de la digue. Les interventions sont réalisées durant l'hiver, la date limite d'exploitation étant fixée au 31 mars. La coupe, le billotage, l'extraction, les frais, les risques sont à la charge du particulier.

#### *4.5.2.3) De la limite du département de la Savoie à Grenoble*

Des travaux de déboisement à l'amont et à l'aval de Grenoble sont en cours depuis 1998, un plan d'entretien de l'espace intra-digue a été publié en avril 2001 par la DDE 38. Les travaux envisagés consistent à éliminer toute végétation arbustive, arbres de haute tige, qui se sont développés sur les îlots ou atterrissements dans le lit de la rivière Isère ainsi que tous les bois morts ou charriés par la rivière et formant des embâcles. La zone à déboiser se situe entre la limite de l'atterrissement côté rivière et le pied du talus de la digue. Concernant les îlots, la surface complète des îlots est à traiter. Les travaux consistent à couper au ras du sol l'ensemble de la végétation. Les souches seront laissées sur place, les produits provenant de la coupe ainsi que les bois morts et rémanents seront éliminés par l'entreprise. Plusieurs méthodes d'élimination des produits de coupe sont envisageables, à savoir :

- débardage, stockage, reprise et évacuation des troncs pour réutilisation au libre choix de l'entrepreneur
- broyage avec épandage sur le site en éléments fins (20 cm<sup>3</sup> maximum), de l'ensemble ou partie des produits d'abattage. La méthode d'abattage est laissée au choix de l'entrepreneur.

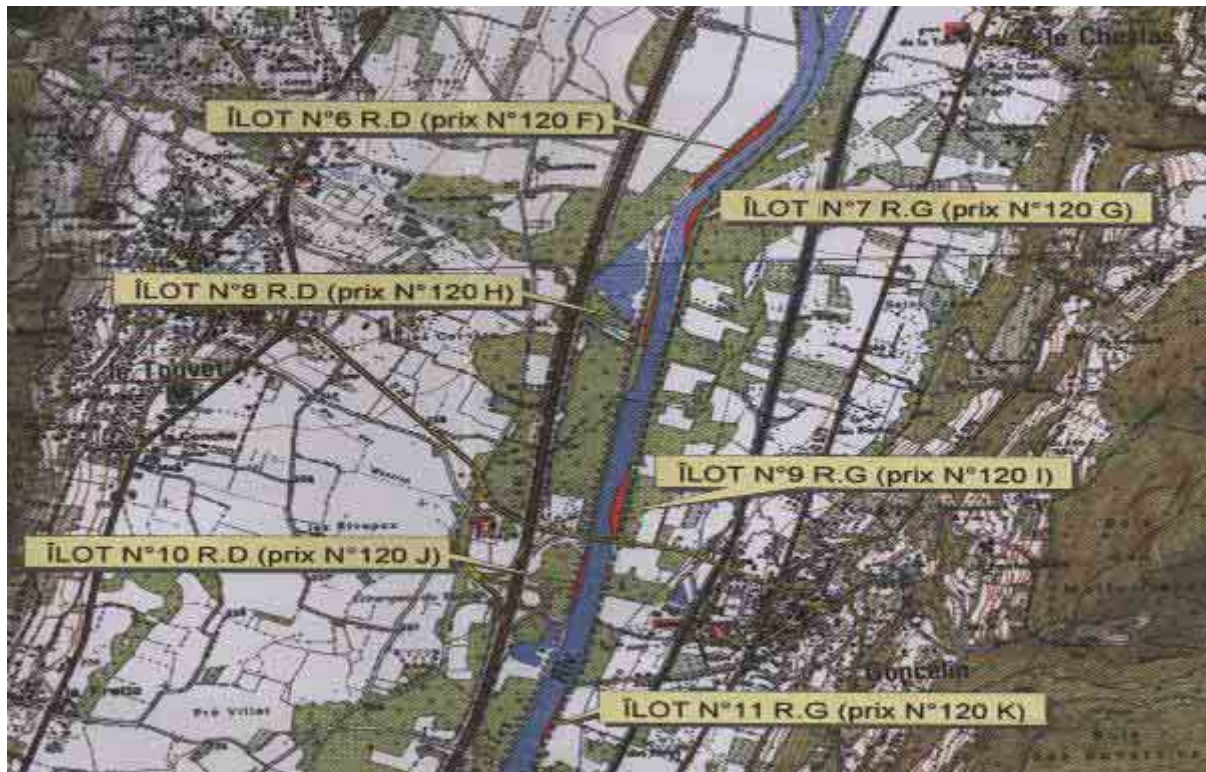
Le brûlage des bois morts et branchage est limité à de petits foyers nécessaires à l'élimination de certains branchages ou bois mort.

Les boisements situés sur le talus de la digue ne sont pas compris dans la prestation du marché. Aucun produit d'abattage ou d'embâcle ne devra être jeté à la rivière et emporté par le courant, l'entrepreneur prendra toutes les dispositions pour éviter ces situations, sous peine d'être tenu de nettoyer à ses frais les zones de dépôts créés par les corps flottants provenant des travaux.

La notice explicative justifiant cette pratique d'entretien stipule que l'Isère est une rivière domaniale, il résulte de ce statut de Domaine Public Fluvial que l'État propriétaire du lit doit entretenir celui-ci afin de garantir le libre écoulement des eaux et notamment en périodes de crues. Depuis de nombreuses années, des atterrissements et îlots se sont formés dans le lit de la rivière, la végétation ligneuse se développant rapidement. Les travaux envisagés ont pour objectifs de rendre à l'Isère toute sa capacité d'écoulement en cas de crues importantes et d'éviter les risques de perturbations, en cas d'arrachement et charriage des nombreux arbres et embâcles implantés ou échoués sur les îlots ou atterrissements formés dans le lit ou en bordure du lit de l'Isère. Ils consistent à mettre à nu tous les îlots ou atterrissement formés dans le lit principal de la rivière par élimination des arbres, arbustes et embâcles qui se sont développés ou formés sur ces zones.

L'État a entrepris, depuis 1998, une action de mise à nu de ces îlots en commençant par l'amont sur les communes de Pontcharra et Barraux. Quatre îlots ont ainsi été traités. Cette action doit être poursuivie vers l'aval sur le secteur compris entre le pont de la Buissière et le pont de la rocade sud et en aval de Grenoble (Figure 17).

Un entretien ponctuel du talus des digues réalisé par l'Association des digues de l'Isère, est mis en place depuis 2004. Il prévoit une coupe « systématique » des éléments ligneux sans dessouchage. Aucun produit d'abattage ne doit être jeté à la rivière ou emporté par le courant. Nous ne disposons pas d'éléments sur la localisation de ces secteurs (Photographie 20).



**Figure 17 :** Extrait du plan de déboisement élaboré par la DDE 38 en 2001 entre la commune du Cheylas et la commune de Goncelin (Source, DDE 38).



**Photographie 20 :** exemple d'entretien réalisé par l'association des digues de l'Isère en 2004 sur l'Isère aval (2004, B. Moulin).



# CHAPITRE 3

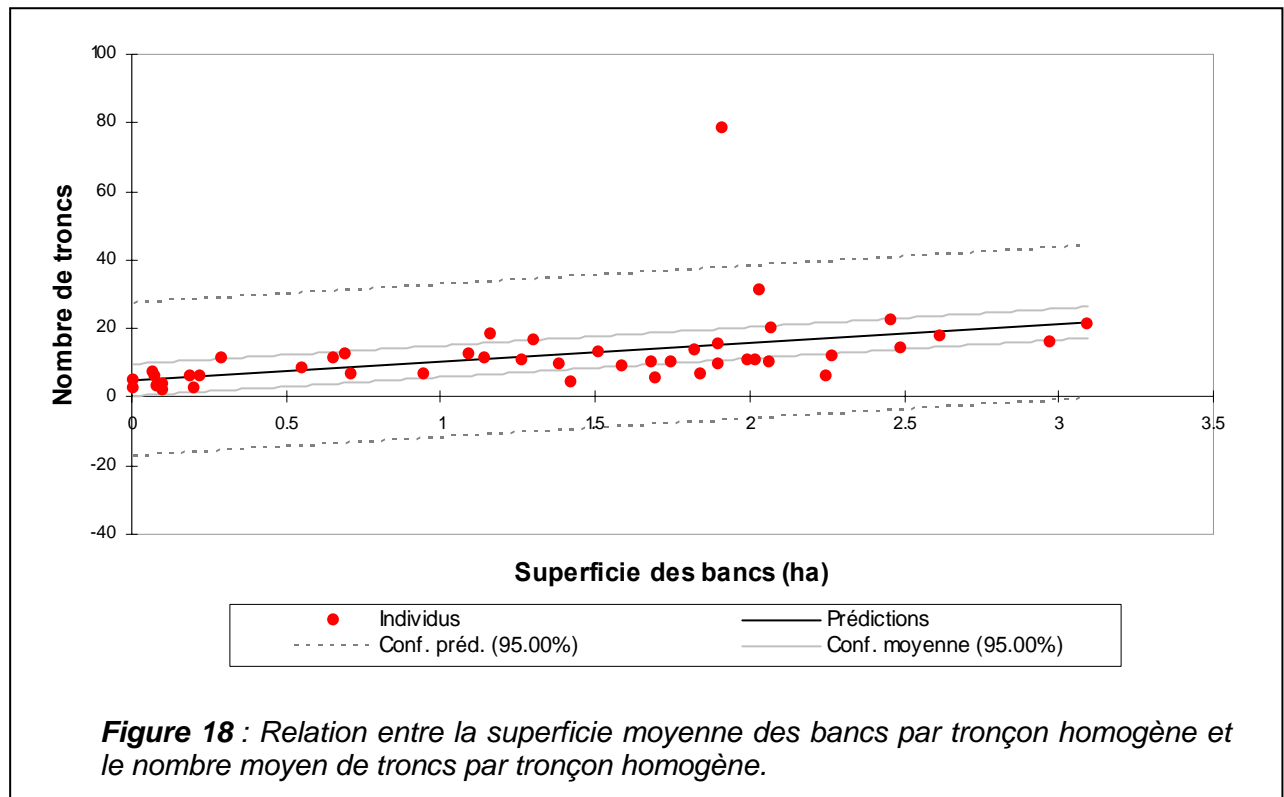
## RESULTATS ET DISCUSSION





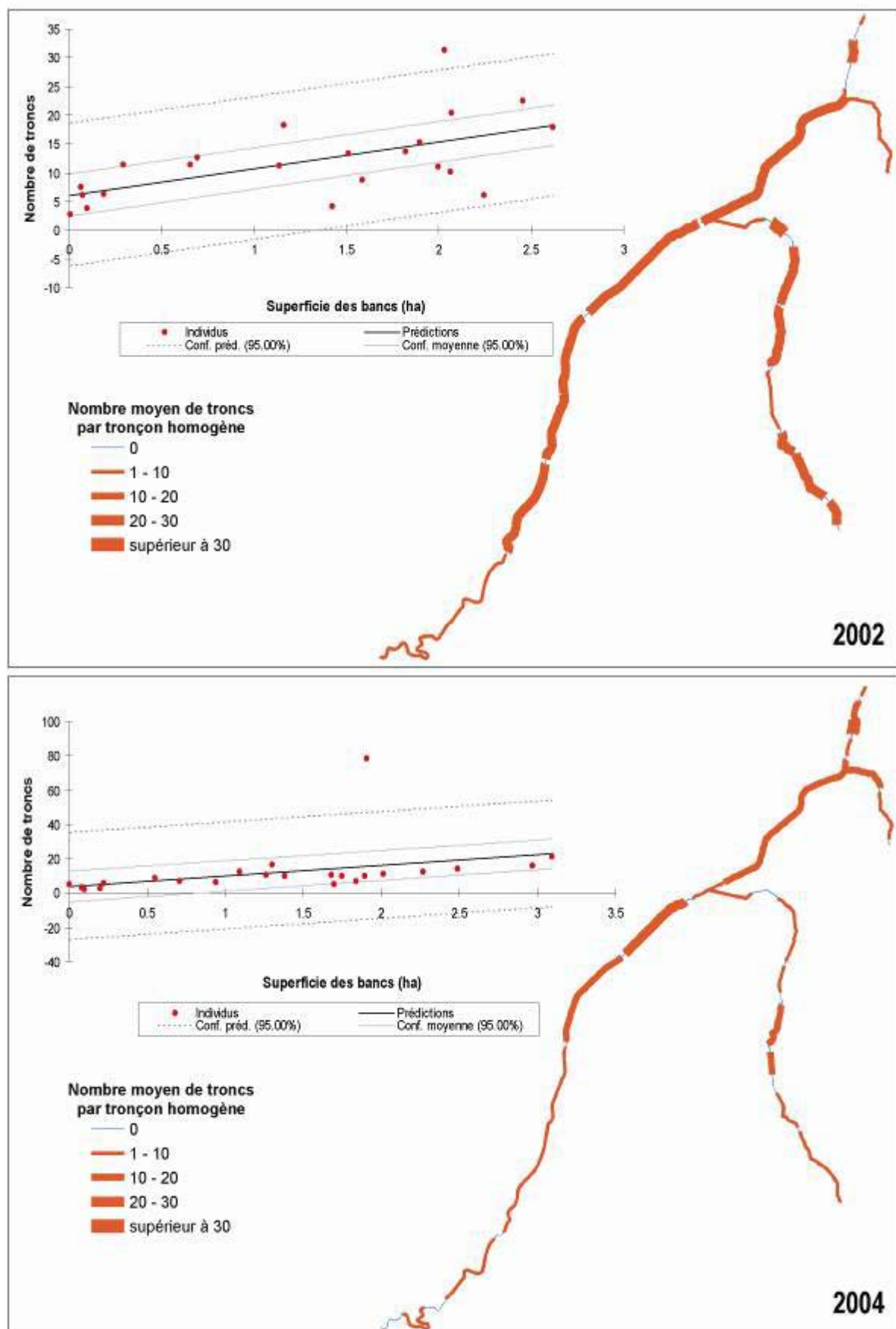
## 1) SUPERFICIE DES BANCs ET NOMBRE DE TRONCS

### 1.1) A l'échelle de l'ensemble des linéaires d'étude



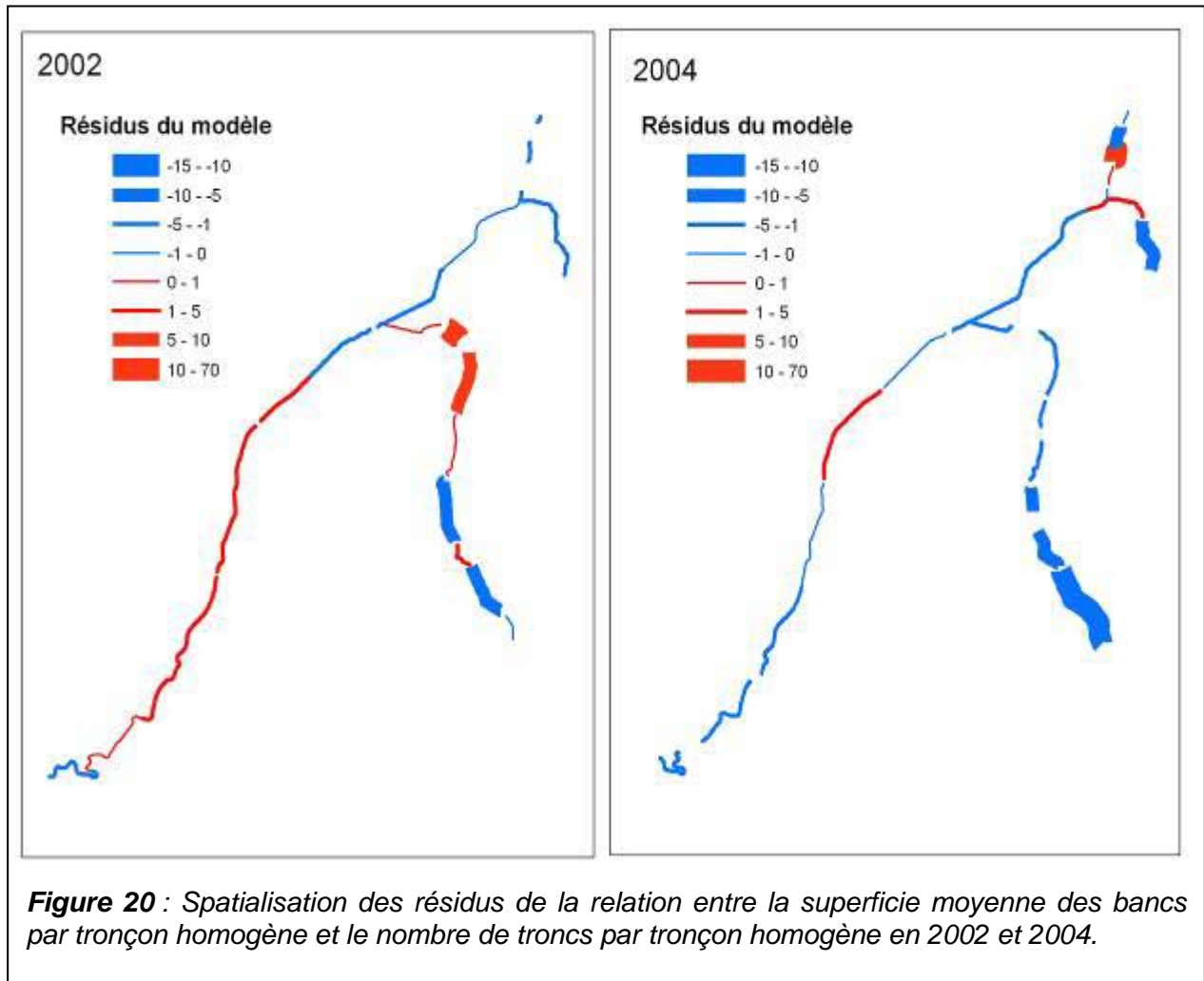
Nous avons réalisé, à l'échelle de l'ensemble du réseau hydrographique de l'étude, une régression linéaire simple, entre la superficie moyenne des bancs par tronçon homogène et le nombre moyen de troncs par tronçon homogène (Figure 18 et 19).

On observe (Figure 18 et 19) que, plus la superficie moyenne des bancs par tronçons homogènes augmente, plus le nombre de troncs par tronçons homogènes est important ( $R^2 = 0.168$ ,  $n = 45$ ,  $p < 0.005$ ). Cette relation est valable pour 2002 ( $R^2 = 0.348$ ,  $n = 22$ ,  $p < 0.0039$ ) mais non pour 2004 ( $R^2 = 0.137$ ,  $n = 23$ ;  $p < 0.082$ ).



**Figure 19 :** Relation entre la superficie moyenne des bancs par tronçon homogène et le nombre moyen de troncs par tronçon homogène en 2002 et 2004.

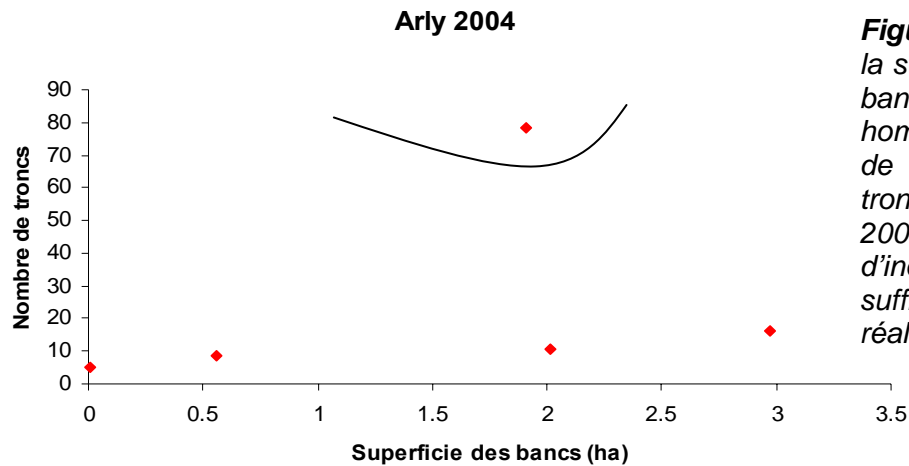
Globalement, quelque soit l'année, la superficie des bancs ne semble pas, à elle seule, déterminer la concentration des troncs dans les cours d'eau. La figure 20 nous a permis de localiser les tronçons homogènes pour lesquels les écarts au modèle sont les plus importants (supérieur à 5 ou -5 troncs) et de déterminer à l'échelle du cours d'eau, lorsque cela est possible, les causes de ces écarts.



## **1.2) A l'échelle de chaque cours d'eau**

### **1.2.1) L'Arly**

La figure 21 montre que la relation « superficie des bancs - nombre de troncs » n'est pas validée pour l'Arly en 2004. En effet, une exception existe : on trouve le nombre moyen de troncs (78,4) le plus élevé sur un tronçon homogène où la superficie des bancs n'est pas la plus importante.



**Figure 21 :** Relation entre la superficie moyenne des bancs par tronçon homogène et le nombre de troncs moyen par tronçon homogène en 2004 sur l'Arly (le nombre d'individu n'est pas suffisant en 2002 pour réaliser les tests).



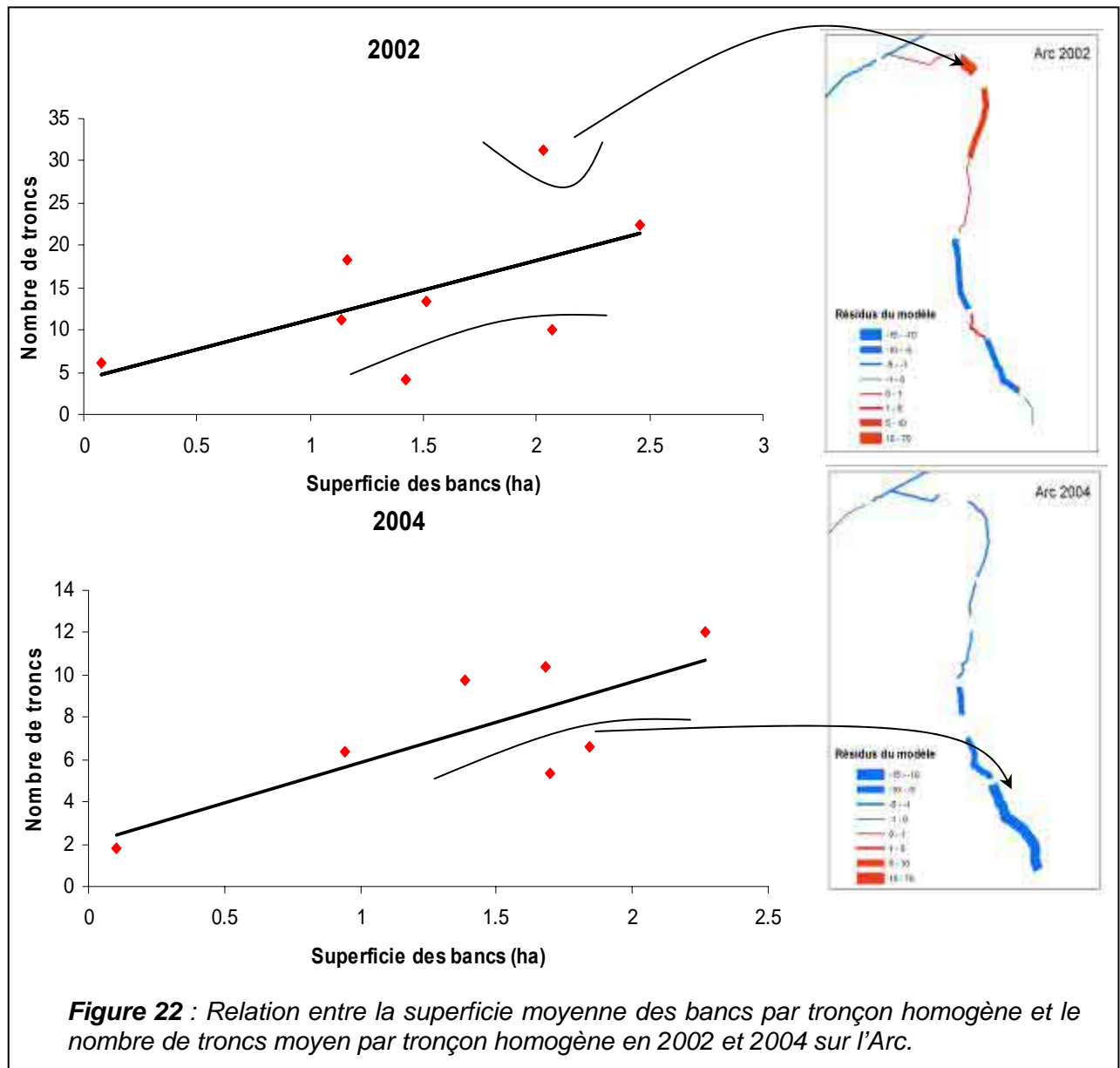
**Photographie 21 :** l'Arly entre le pont de Thenesol et le pont de Venthon, tronçon où les plus fortes concentrations ont été relevées en 2004 et dans une moindre mesure en 2002. (2004, B. Moulin).



**Photographie 22 :** l'Arly entre le pont de l'Isle et le pont du CD 103. (2004, B. Moulin).

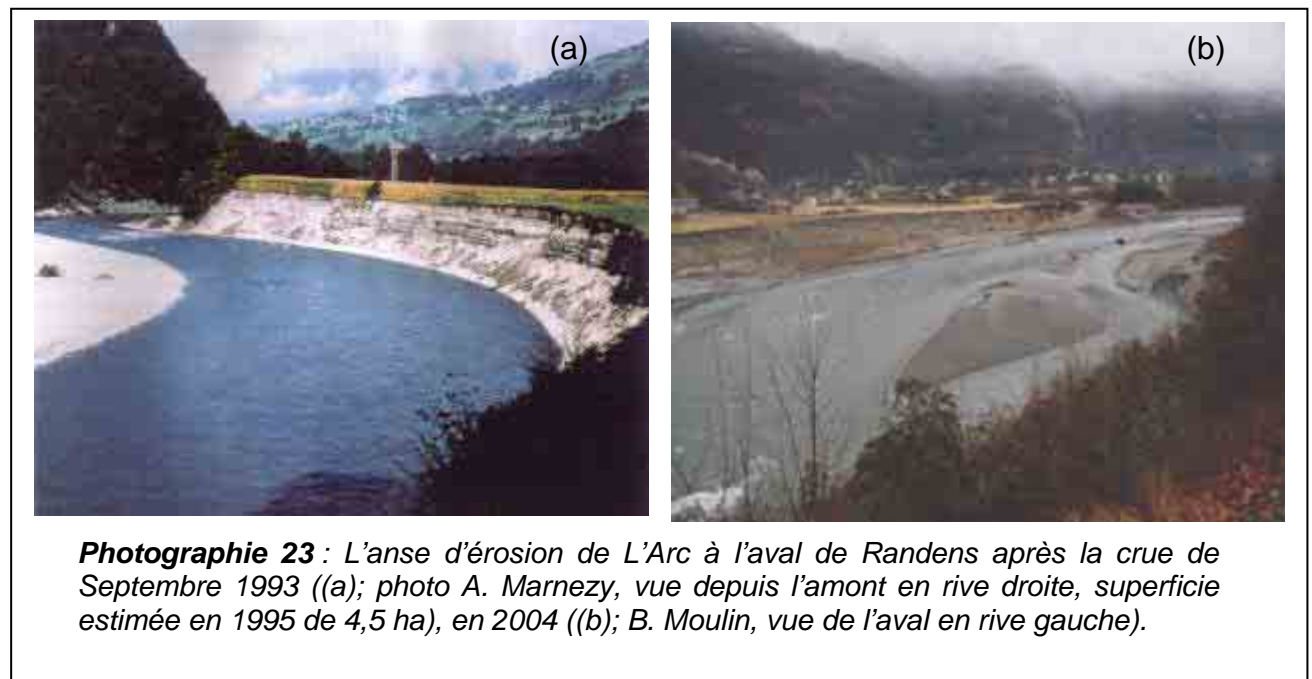
Ce secteur se caractérise par un rétrécissement de la largeur du chenal en eau (Photographies 21 et 22). Localement, plus de 75 % de la largeur du chenal est occupée par des bancs où, sur les parties les plus hautes, une végétation pionnière s'est mise en place. La superficie moyenne en eau, sur ce tronçon homogène, est de 25 % de la superficie totale et plus de 75 % de la superficie totale du chenal est occupée par des bancs (33 %) et des surfaces végétalisées (42 %). Comme nous le verrons dans le cas des embâcles, le nombre de chenaux sur ce secteur est très important (Figure 27) et traduit une fragmentation des bancs en unités de petites tailles. Le nombre de bancs, leur disposition, peut expliquer, localement et en rapport avec l'exhaussement du secteur, les fortes concentrations de troncs mesurées.

### 1.2.2) L'Arc

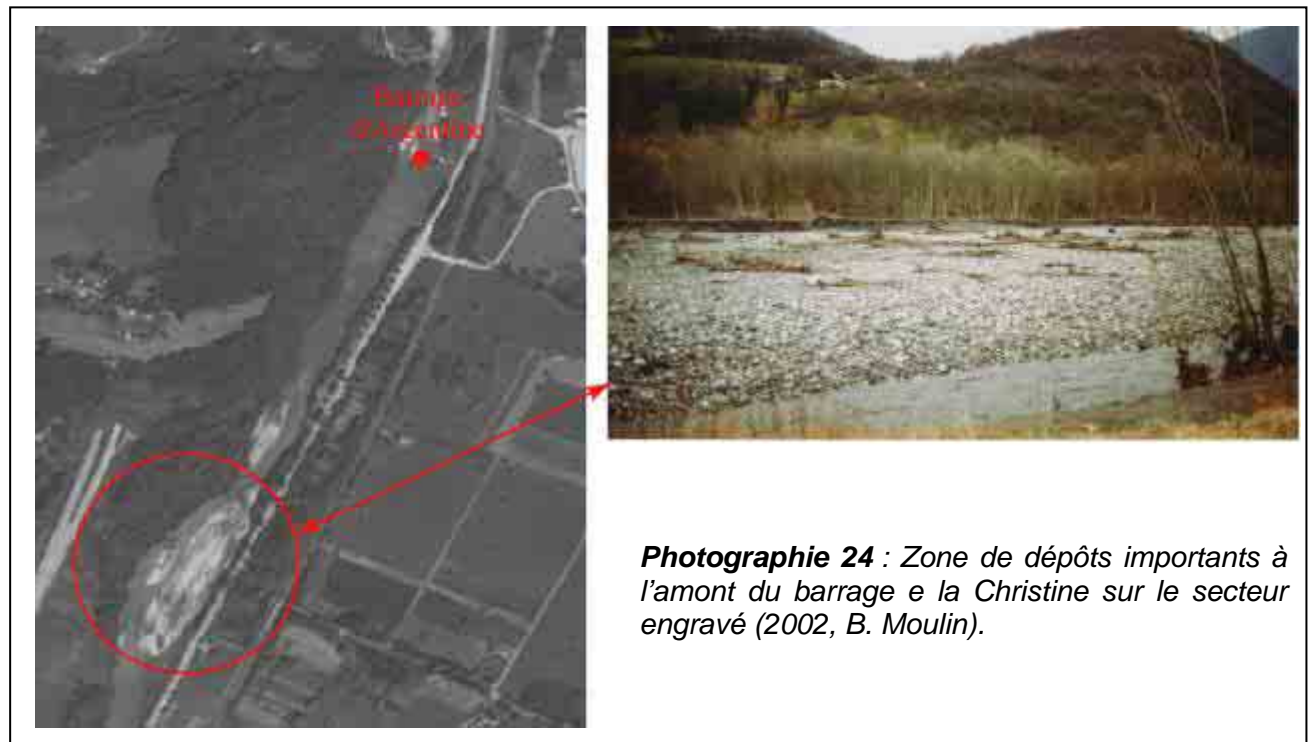


En 2002, un tronçon homogène est caractérisé par de fortes concentrations en troncs, il s'agit du tronçon situé à l'aval de la restitution de Randens (Figure 22). Sur ce tronçon, un style en tresse original à l'échelle de l'Arc s'est développé localement (Marnezy, 1999). L'Arc retrouve, sur quelques centaines de mètres une dynamique à forte mobilité latérale. La largeur du lit augmente au niveau d'une anse d'érosion (en 1995, sa superficie est de 4,5 ha ; Photographie 23) où la charge alluviale en transit se dépose et la profondeur du lit diminue. Parallèlement, dans ce secteur, l'érosion de la rive droite auto-entretien le phénomène d'élargissement du lit, donc le dépôt de la charge solide et l'érosion de berge (Marnezy, 1999). Sur cette zone de divagation, un exhaussement a été constaté en 1995. L'ensemble contribue à augmenter localement la rugosité du chenal et peut expliquer les fortes concentrations en troncs observées sur les bancs. Sur ce secteur, dans le talus de berge d'une dizaine de mètre de haut, des troncs fossiles, situés à sept mètres sous la surface, ont été daté du VII<sup>e</sup> siècle après J.C. (Marnezy, 1999).

A l'amont de la retenue du barrage d'Argentine (Photographie 24), sur une zone engravée, de fortes concentrations en troncs sont présentes en 2002. Ce secteur en exhaussement correspond à la queue de retenue du barrage de la Christine, qui altère les vitesses et les forces tractrices. Localement, les matériaux se déposent, la largeur du chenal augmente, la profondeur diminue ; la superficie des bancs s'élève et la rugosité est maximale. La capacité de piégeage est importante, elle peut expliquer les fortes concentrations en troncs mesurées.





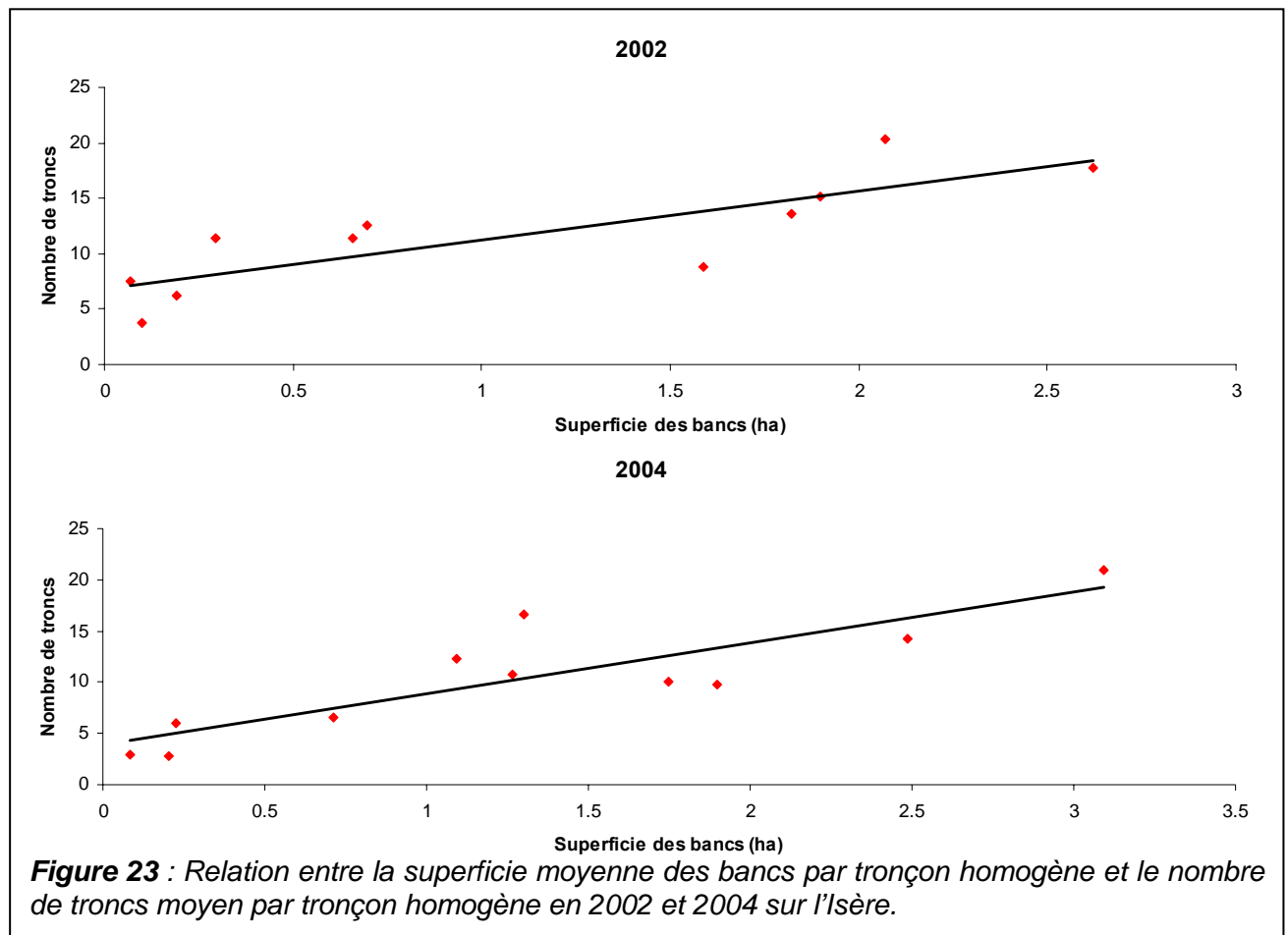


**Photographie 24 :** Zone de dépôts importants à l'amont du barrage e la Christine sur le secteur engravé (2002, B. Moulin).

L'Arc, entre 2002 et 2004, n'a pas connu de forts débits, hormis une chasse organisée en juin 2003 au cours de laquelle un débit d'environ  $100 \text{ m}^3/\text{s}$  a été déversé à l'aval de Saint-Jean-de-Maurienne. La chasse a permis l'évacuation des bois stockés sur les bancs les moins élevés vers l'aval. Au niveau de l'anse d'érosion, le débit de l'Arc double, on passe à  $200 \text{ m}^3/\text{s}$  (restitution de Randens). Cette activité hydrologique réduite peut expliquer en partie la diminution sensible de la population de troncs depuis l'amont vers l'aval. Si le transport des troncs présents dans le chenal vers l'aval a été possible, le débit de l'Arc lors de la chasse ainsi que sa durée, n'ont pas été suffisant pour permettre de nouvelle production. D'une certaine façon, il y a eu uniquement nettoyage. De plus, l'entretien réalisé, de la plaine des Hurtières jusqu'à la restitution de Randens, peut constituer une explication supplémentaire à la diminution de la population de troncs.



### 1.2.3) L'Isère



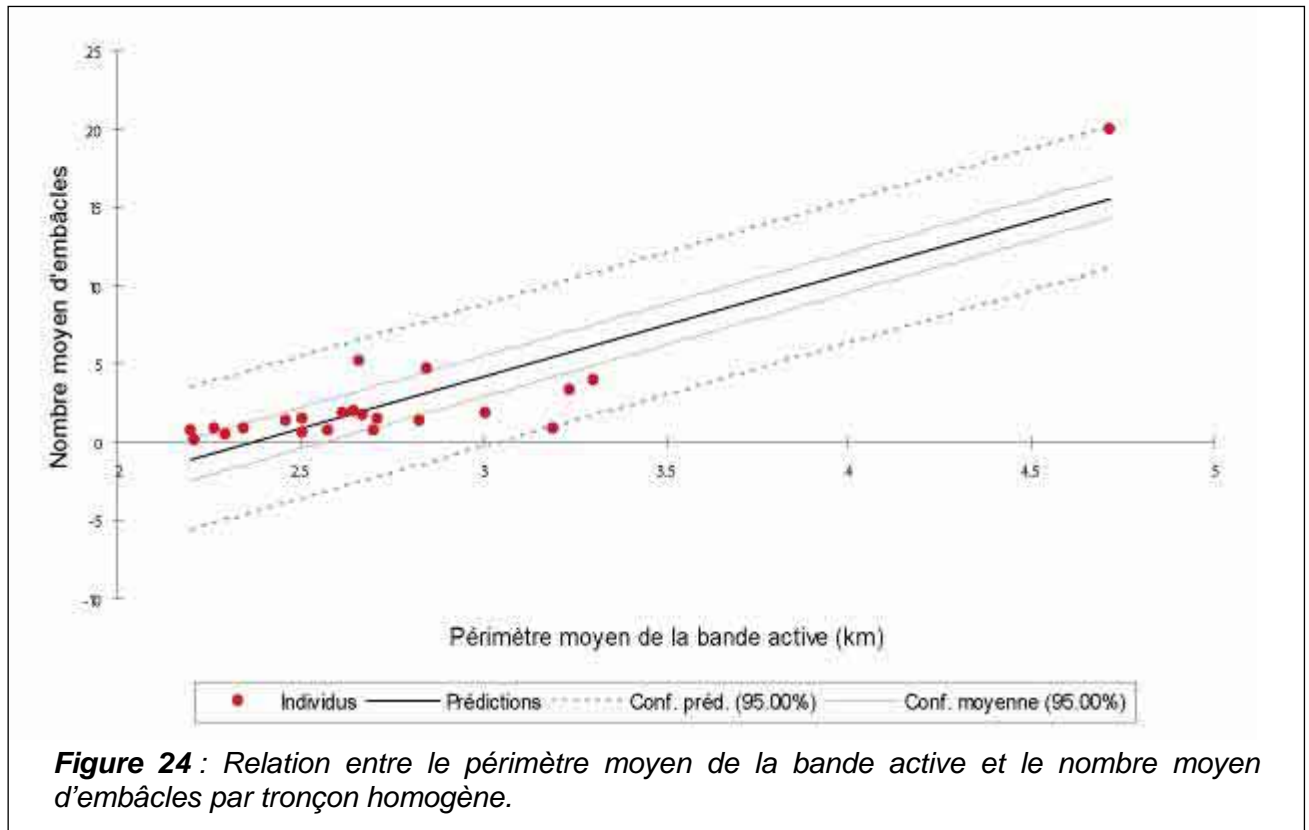
La figure 23 montre que la relation « superficie des bancs - nombre de troncs » est validée pour l'Isère en 2002 et 2004. Plus la superficie des bancs augmente, plus les concentrations en troncs isolés sont importantes, quelque soit l'année (en 2002,  $r^2 = 0,67$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n = 11$  ; en 2004;  $r^2 = 0,74$  ;  $p < 0,0001$ ,  $n = 11$ ).

## **2) LE CAS DES EMBACLES**

A l'échelle de notre secteur d'étude, une régression simple a été réalisée entre le périmètre moyen de la bande active par tronçon homogène et le nombre moyen d'embâcles par tronçon homogène.

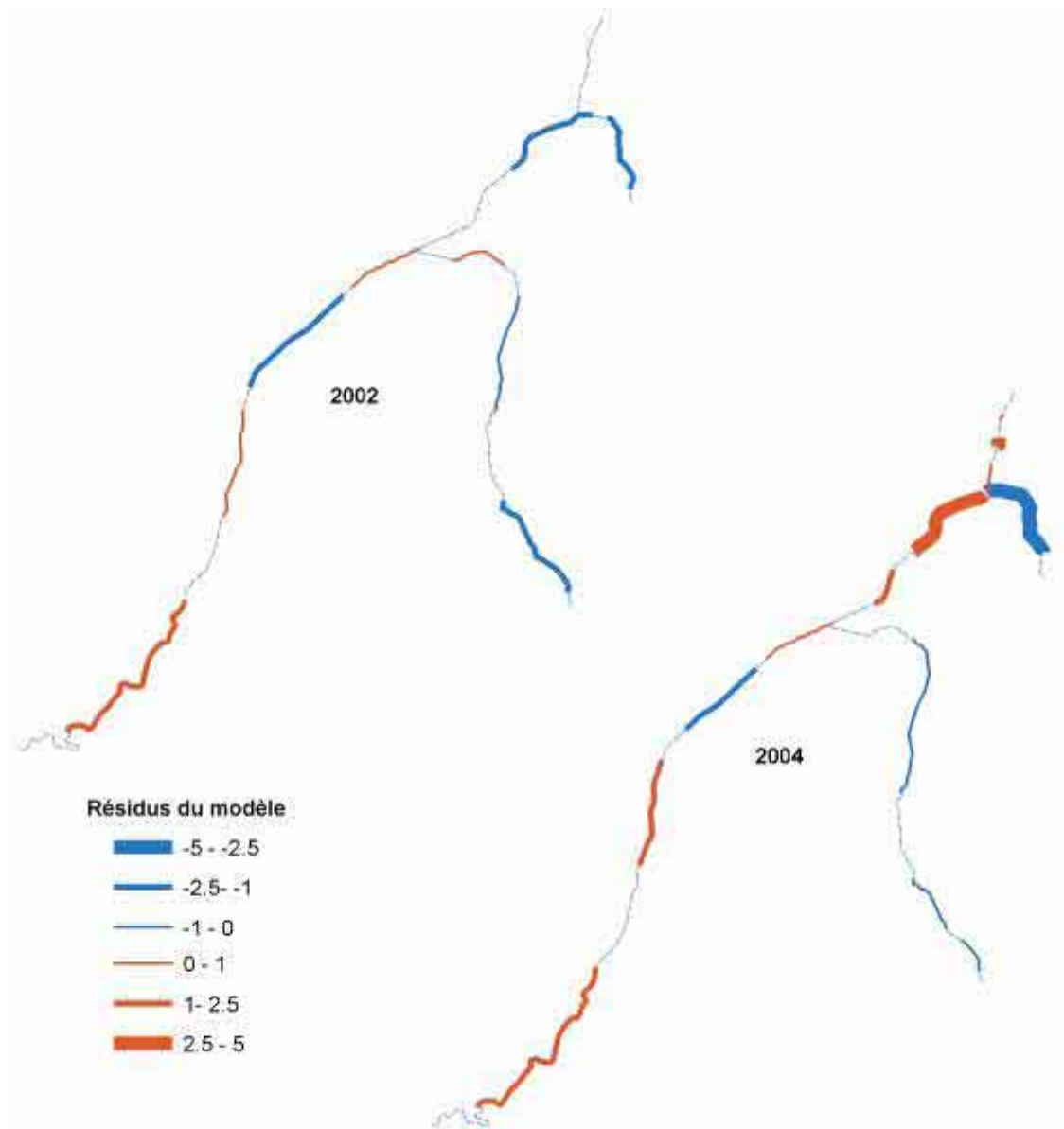
On observe (Figure 24) que, plus le périmètre moyen de la bande active par tronçon homogène augmente, plus le nombre d'embâcles par tronçons homogènes

est important ( $R^2 = 0,756$ ,  $n = 22$ ,  $p < 0.001$ ). Cette relation est valable pour 2002 ( $R^2 = 0,845$ ,  $n = 9$ ,  $p < 0,0041$ ) et pour 2004 ( $R^2 = 0,818$ ,  $n = 13$  ;  $p < 0,0001$ ).

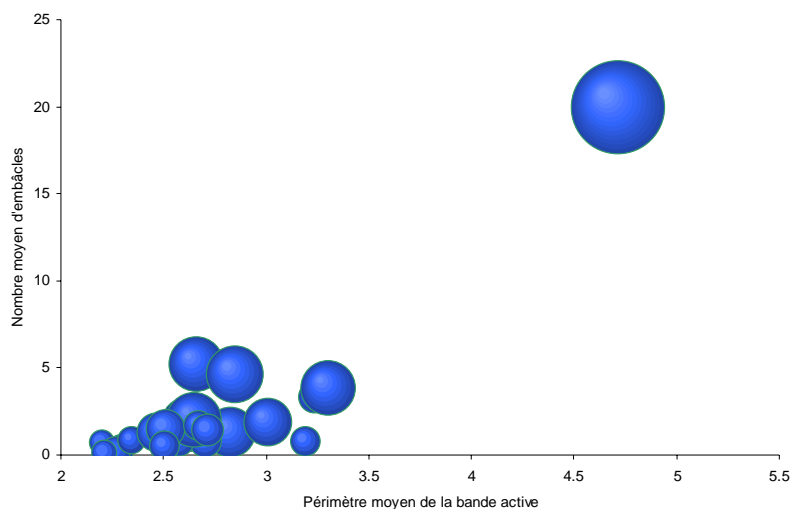


L'analyse des résidus du modèle montre que le nombre moyen d'embâcles, mesurés sur deux tronçons homogènes, est supérieur à celui prédit par le modèle (Figure 25). Ces écarts au modèle sont observés pour l'année 2004.

L'écart le plus important est enregistré sur l'Arly : la localisation de ce tronçon homogène est proche du tronçon homogène où nous avons mesuré, dans le cas des troncs isolés, les plus fortes concentrations. Comme nous l'avons décrit précédemment, ce tronçon homogène se caractérise par une diminution de la surface en eau (Photographies 21 et 22) mais aussi une augmentation du nombre de chenaux (Figure 26) ; 75 % de la superficie totale de l'espace intra-digue est occupée par des bancs (33 %) et de la végétation (42 %). Sur environ un kilomètre, une morphologie avec des bancs mobiles et des îles plus ou moins végétalisées, très fragmentées, s'est mise en place. Nous ne disposons pas du profil en long de l'Arly, mais ce tronçon homogène se situe à l'amont immédiat d'un seuil ainsi que de la confluence avec le Doron de Beaufort.

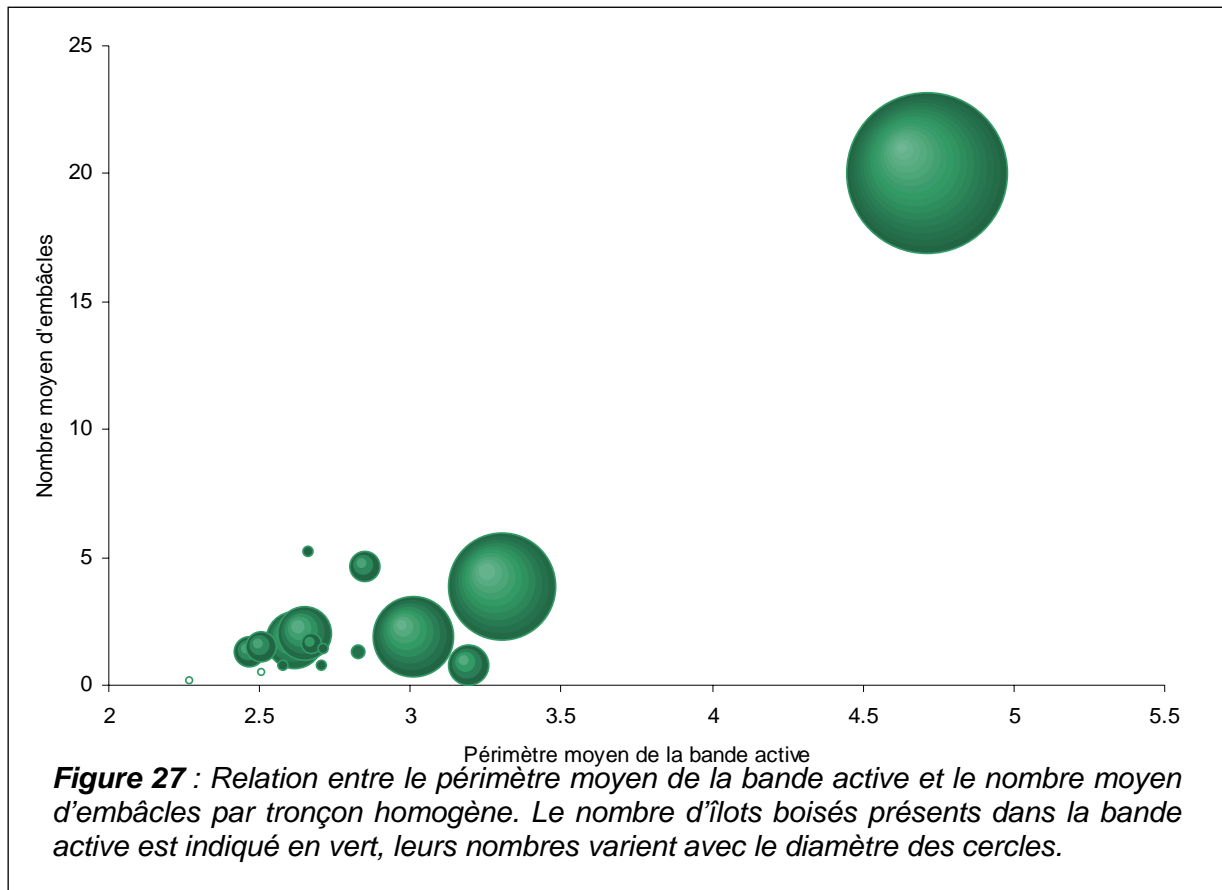


**Figure 25 :** Spatialisation des résidus de la relation entre le périmètre moyen de la bande active par tronçon homogène et le nombre moyen d'embâcles par tronçon homogène en 2002 et 2004.



**Figure 26 :** Relation entre le périmètre moyen de la bande active et le nombre moyen d'embâcles par tronçon homogène. Le nombre de chenaux présents dans l'espace intra-digue est indiqué en bleu, leur nombre varie avec le diamètre des cercles.

Il est probable que la charge solide provenant de l'Arly s'accumule préférentiellement sur ce tronçon. Les bancs sont exhausés et fragmentés, du fait de la mise en place de nombreux chenaux de défluviation (Figure 27). Sur ces bancs, se développe une végétation pionnière qui évolue vers les stades matures lorsque l'altitude de l'unité augmente. Cette situation peut expliquer la présence localisée des fortes concentrations d'embâcles.



Sur l'Isère en 2004, un tronçon homogène se caractérise par un nombre moyen d'embâcles très important malgré un périmètre de bande active restreint. Il s'agit du tronçon homogène situé à l'aval immédiat de la confluence Isère-Arly. Sur ce tronçon homogène, l'entretien a été réalisé trois ans avant l'événement hydrologique majeur survenu sur l'Arly en janvier 2004. Une végétation pionnière s'est ainsi développée entre 2001 et 2004 et caractérise le lit majeur sur ce tronçon. La végétation pionnière possède une capacité de piégeage très importante. Très souple, elle ne se brise pas lors des crues, elle plie et résiste beaucoup mieux à l'arrachement que la végétation mature. Cet effet de peigne (Boyer, 1998) de la végétation pionnière contribue à augmenter localement, sur ce tronçon, la rugosité du lit majeur. Elle favorise le piégeage des troncs et leurs agrégations en embâcles

individuels disséminés généralement sur la marge de la bande active (Photographie 25).

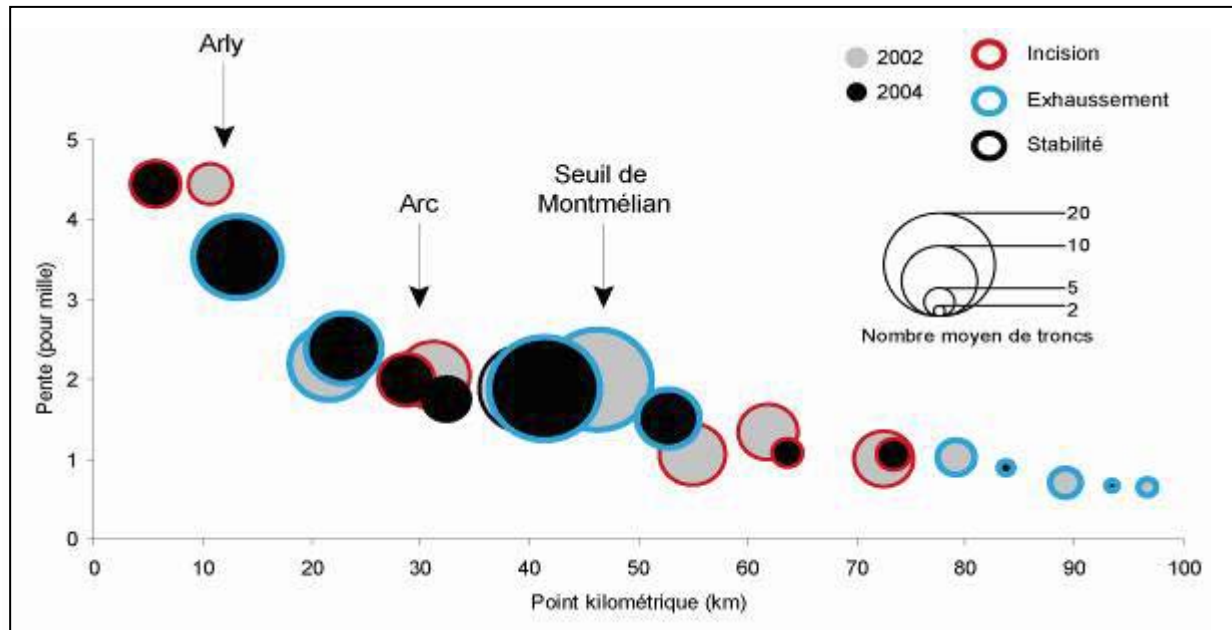


**Photographie 25 :** L'Isère à l'aval du pont Albertin à Albertville, 700 mètres environ après la confluence Isère-Arc. Illustration de l'effet de peigne de la végétation décrit par Boyer (1998) (2004, B. Moulin).

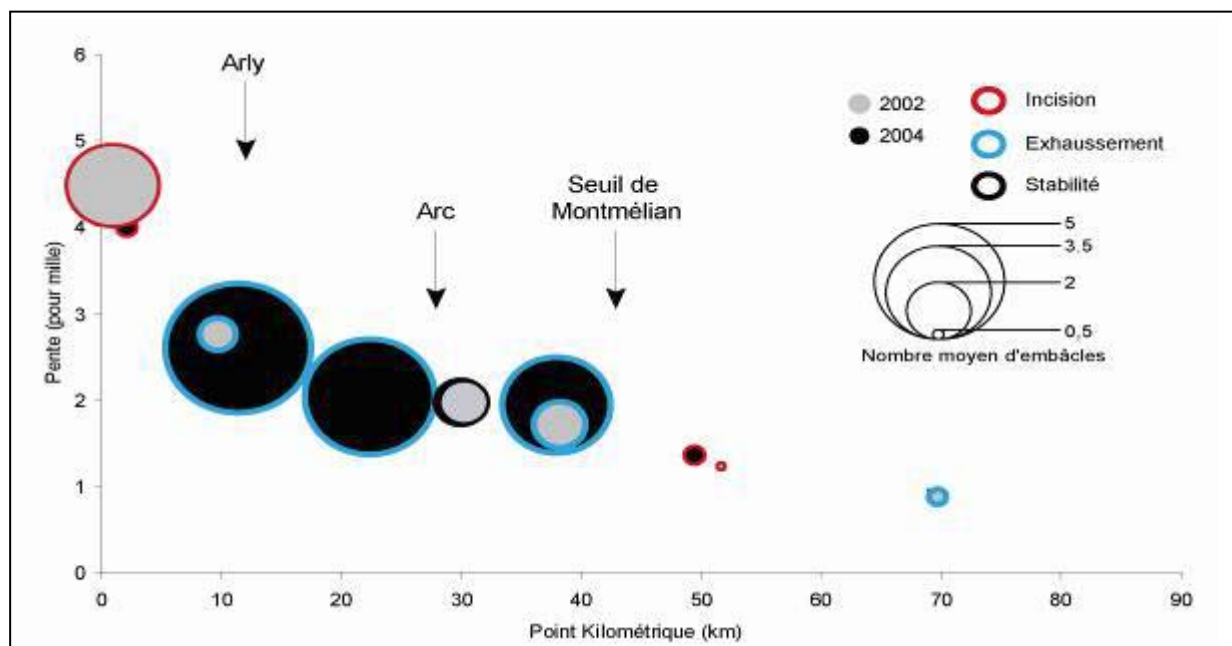
Inversement, il est aussi possible d'observer un tronçon homogène disposant d'un périmètre de la bande active élevé mais d'un nombre moyen d'embâcles faible : il s'agit d'un tronçon homogène de l'Isère, situé à l'amont de la confluence avec l'Arly. Il n'a pas été affecté par la crue de l'Arly de janvier 2004 ; de plus, un entretien a été réalisé au printemps 2003 par les services DDE d'Albertville. L'entretien et l'absence d'événement hydrologique sur ce tronçon expliquent le faible nombre d'embâcles observé en 2004.

### 3) LA PENTE

Les résultats des différents tests statistiques montrent qu'il n'y pas de relation entre la pente moyenne des tronçons homogènes et le nombre moyen de troncs par tronçon homogène (Figure 28). Il en est de même avec le nombre moyen d'embâcles (Figure 29).



**Figure 28 :** Distribution de la pente des tronçons homogènes de l'amont vers l'aval et du nombre moyen de troncs par tronçon homogène sur l'Isère en 2002 et 2004.

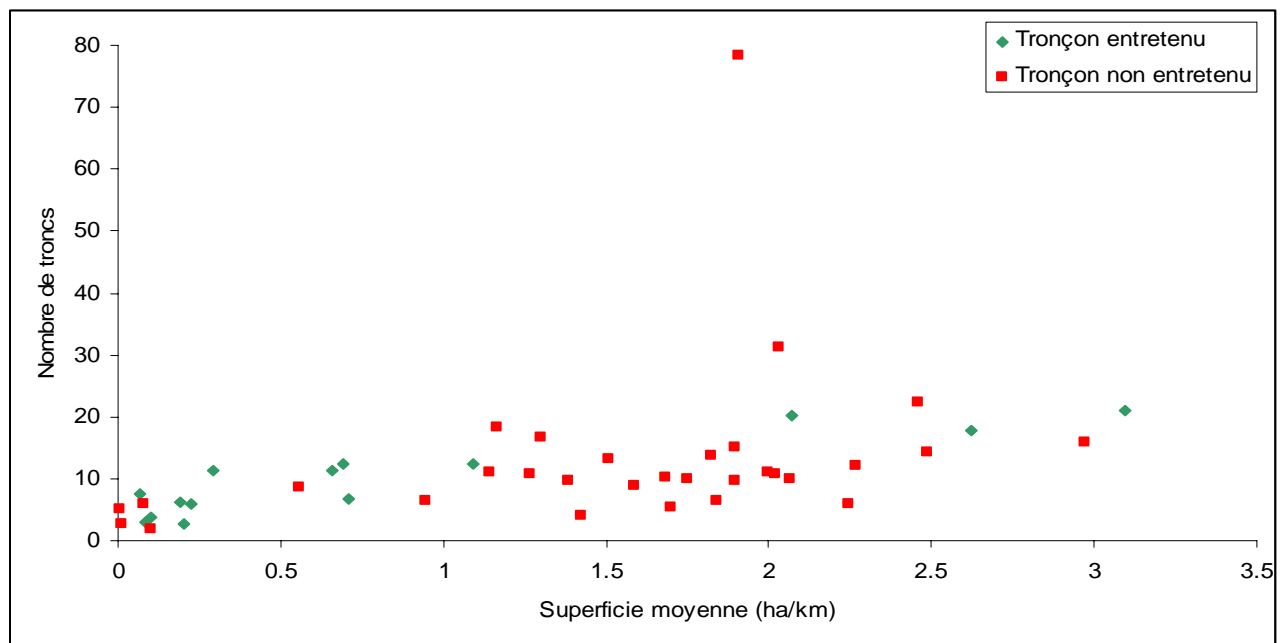


**Figure 29 :** Distribution de la pente des tronçons homogènes de l'amont vers l'aval et du nombre moyen d'embâcles par tronçon homogène sur l'Isère en 2002 et 2004.

La pente de l'Isère est contrôlée par un grand nombre de seuils anthropiques. Ces seuils forment, à l'amont, des secteurs d'exhaussement où se développent une morphologie à bancs mobiles plus ou moins végétalisés proche d'un style fluvial en tresses. Il semble que ce soit sur ces secteurs, où la rugosité est maximale (et les vitesses moindres), que les concentrations en troncs isolés et en embâcles sont les plus importantes en 2002 et 2004. C'est le cas sur l'Isère, à l'amont du seuil de Montmélian en 2002 et 2004, et sur l'Arly, à l'amont du pont de Venthon. Sur l'Arc, le même phénomène est observé à l'amont du barrage d'Argentine.

## **4) ZONE D'ENTRETIEN**

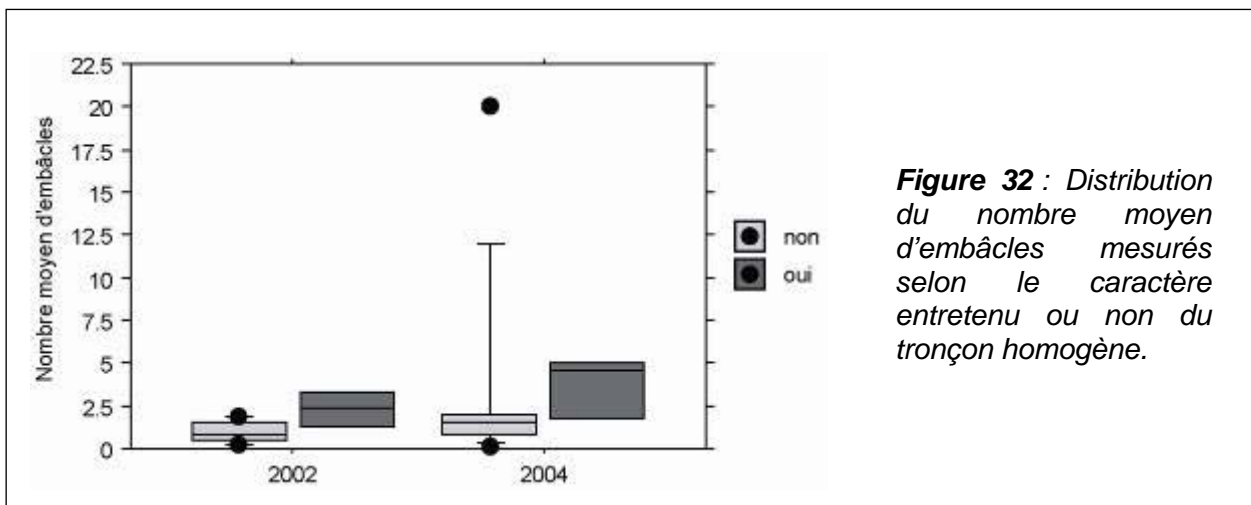
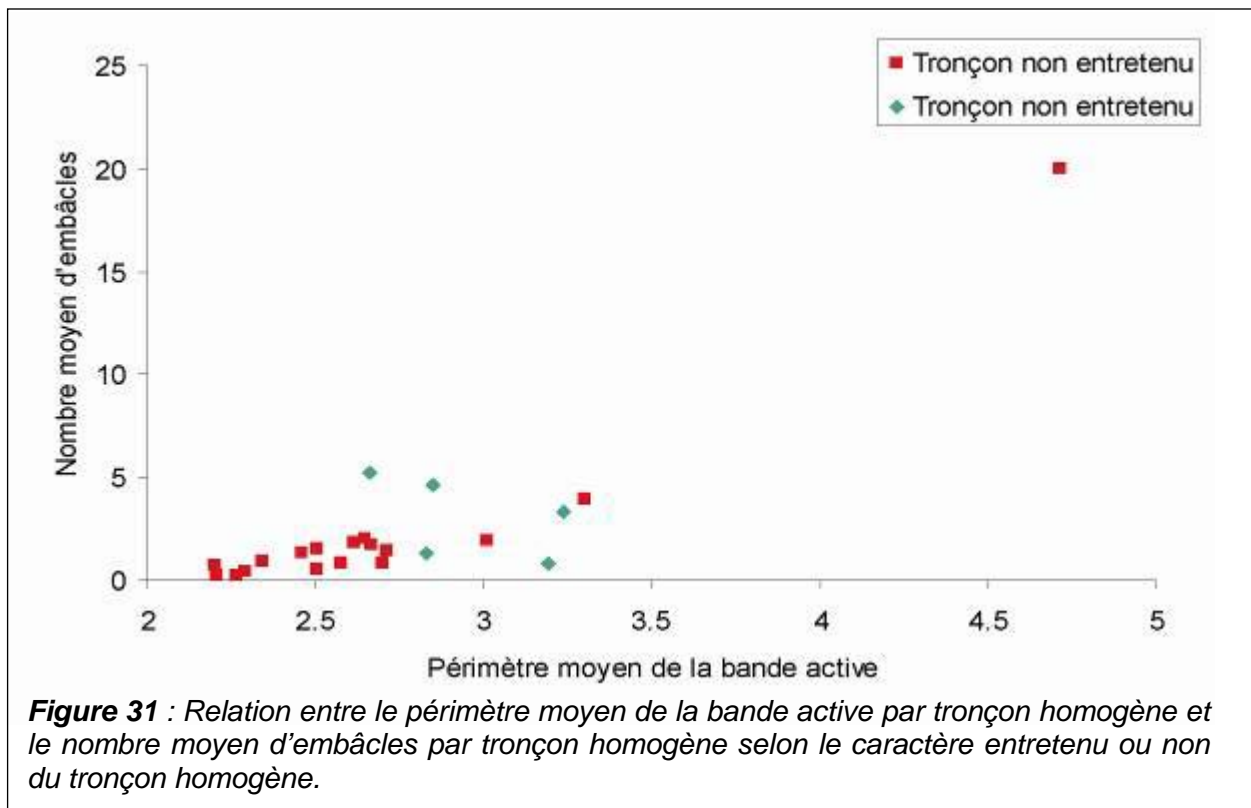
### **4.1) Dans le cas des troncs**



**Figure 30 :** Relation entre la superficie moyenne des bancs par tronçon homogène et le nombre moyen de troncs par tronçon homogène selon le caractère entretenu ou non du tronçon homogène.

Les pratiques d'entretien existant sur l'Isère n'influencent pas la distribution des troncs isolés dans le chenal (Figure 30). À superficie de banc égale, les tronçons entretenus possèdent des concentrations moyennes de troncs isolés proches de celles mesurées sur les tronçons non entretenus.

## 4.2) Dans le cas des embâcles



Les effets, sur les embâcles, de l'entretien périodique (d'une fréquence de trois ans) adopté sur l'Isère sont plus délicats à analyser (Figures 31 et 32). Pour un périmètre de bande active donné, les tronçons entretenus possèdent un nombre moyen d'embâcles très variable mais généralement plus important que les tronçons non entretenus. L'explication ne peut se faire qu'au cas par cas.

En 2002, deux tronçons homogènes de l'Isère sont situés dans des secteurs entretenus. Le premier tronçon homogène possède un nombre moyen d'embâcles



faible comparé au périmètre moyen de la bande active de ce même tronçon. Situé à l'aval de la confluence avec l'Arly, ce tronçon a été entretenu à l'automne 2001. Toutefois, le nombre moyen d'embâcles mesuré en 2002 reste conséquent sans doute du fait de la présence d'embâcles ancrés sur des bancs médians difficiles d'accès. Le deuxième tronçon homogène est situé sur le tronçon court-circuité du barrage d'Aigueblanche (et jusqu'à la Bathie). Aucun entretien n'a été recensé depuis 1999. Le nombre moyen d'embâcles est très élevé. L'absence d'entretien et l'événement hydrologique du mois d'octobre 2000 (un déversé du barrage d'Aigueblanche supérieur à  $100 \text{ m}^3/\text{s}$  a eu lieu suite à une crue de la haute Isère d'une fréquence quinquennale) peuvent expliquer les fortes concentrations d'embâcles sur ce tronçon.

En 2004, trois tronçons homogènes sont situés dans des secteurs entretenus. Deux sont caractérisés par un nombre moyen d'embâcles supérieur à ceux mesurés sur des tronçons non entretenus pour un périmètre de bande active égal. Sur ces deux tronçons, une végétation pionnière s'est mise en place. L'origine de la crue et la présence d'une végétation pionnière peuvent expliquer les fortes concentrations d'embâcles mesurées comme nous l'avons précisé précédemment. Le troisième tronçon homogène a été entretenu au printemps 2003, il comprend une partie du TCC du barrage d'Aigueblanche.

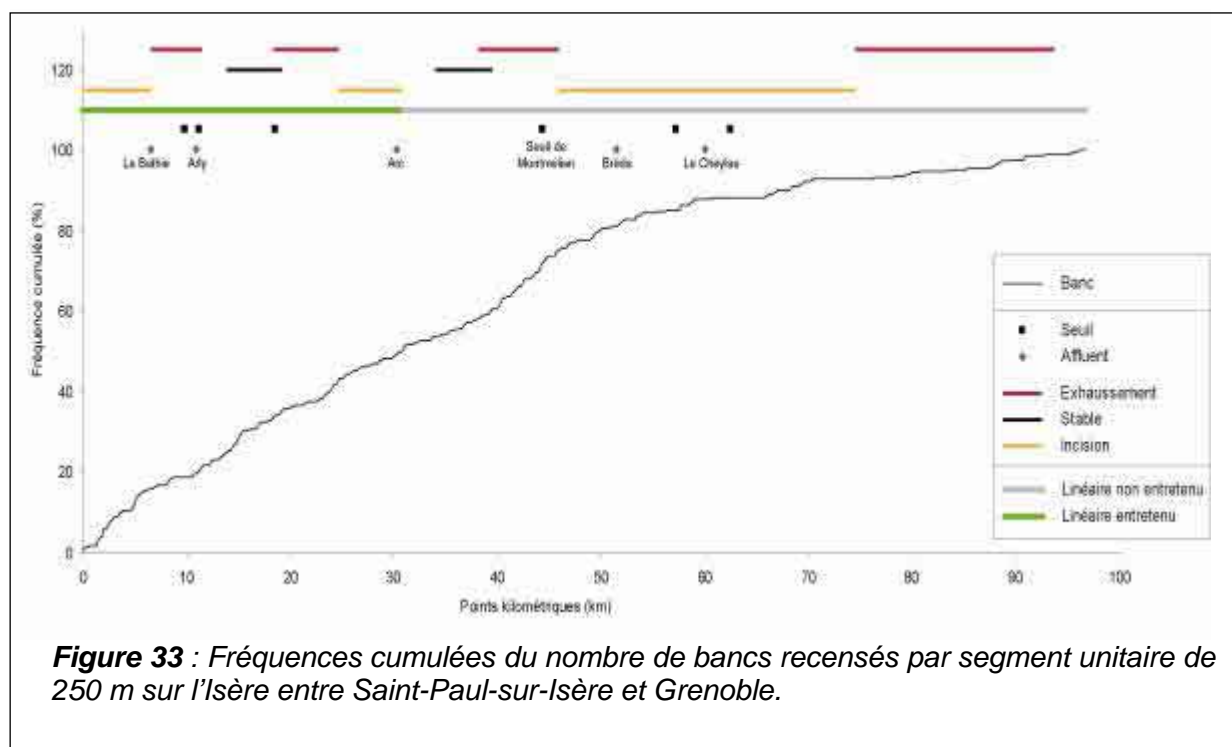
Dans le cas des embâcles, les pratiques d'entretien mises en place semblent avoir des effets contradictoires. Elles contribuent à diminuer le nombre d'embâcles sur certains secteurs où l'accès aux plages de dépôts est simple. En revanche, la fréquence de l'entretien permet le développement d'une végétation pionnière qui augmente localement, du fait d'un effet de peigne, la rugosité hydraulique du lit majeur et favorise le piégeage. De fait, le volume de bois présent diminue immédiatement après l'entretien puis tend à augmenter au fur et à mesure que la végétation pionnière se réinstalle. Ce contraste s'accroît si, au moment du piégeage potentiel optimal, une crue et des entrées de bois se manifestent.

## 5) DISCUSSION

### 5.1) Hypothèse 1, relative aux troncs isolés

Sur les secteurs où des bancs sont présents, le nombre de troncs augmente avec la superficie des bancs. L'hypothèse selon laquelle plus la superficie des bancs dans un tronçon homogène est élevée, plus les concentrations en troncs sont importantes, est ainsi validée sur les trois cours d'eau.

Sur l'Isère, sur cent kilomètres environ, la présence des troncs est en relation étroite avec la superficie des bancs. Plus cette superficie est élevée, plus les concentrations de troncs sont importantes. Les zones préférentielles de dépôts des troncs isolés se localisent à l'amont du seuil de Montmélian ; elles sont beaucoup plus rares à l'aval, du fait d'une fréquence et d'une superficie des bancs plus faibles (Figure 33).



Sur ce secteur aval, un grand nombre de troncs est présent dans la masse d'eau (5 et 4 % des troncs respectivement en 2002 et 2004 ; plus de 88 % des troncs observés dans la masse d'eau, quelque soit l'année, se localisent entre la restitution du Cheylas et Grenoble).

Sur l'Arly et l'Arc, les tronçons homogènes sur lesquels les plus fortes concentrations de troncs isolés sont observées se caractérisent généralement par la présence d'aménagements. L'analyse des écarts au modèle a permis de mettre en évidence l'impact de ces ouvrages sur la morphologie du chenal et leurs influences sur la distribution spatiale des troncs isolés.

À l'amont, certains aménagements bloquent la charge solide, c'est le cas de barrages ou de seuils, et favorisent ainsi le développement des bancs qui augmentent ponctuellement la rugosité du chenal. Ainsi, sur l'Arc, les plus fortes concentrations de troncs se localisent à l'amont de la retenue du barrage de la Christine. Sur l'Arly, un tronçon abrite les plus fortes concentrations de troncs observées à l'échelle de tout le tronçon d'étude. Ce secteur complexe se trouve à l'amont d'un seuil et de la confluence avec le Doron de Beaufort et à l'aval d'une zone endiguée rectiligne.

À l'aval, les perturbations qui affectent l'hydrologie et le transit des sédiments, et qui résultent d'aménagements, peuvent favoriser, localement, la mise en place d'une morphologie originale caractérisée par une rugosité importante comme c'est le cas pour l'anse d'érosion, située sur l'Arc, à l'aval de la restitution de Randens.

## **5.2) Hypothèse 2, relative aux embâcles**

Trois indicateurs nous ont permis de caractériser la complexité de la mosaïque fluviale et son influence sur la distribution des embâcles : le périmètre de la bande active, le nombre d'îlots boisés présents dans la bande active, le nombre de chenaux en eau dans l'espace intra-digue.

L'hypothèse selon laquelle, les tronçons homogènes où les concentrations en embâcles sont les plus élevées, sont les tronçons sur lesquels le nombre d'obstacles est le plus important et où la complexité de la mosaïque fluviale est forte, est validée. Sur ces tronçons, les concentrations d'embâcles sont très importantes, quelque soit le cours d'eau. Ces tronçons se caractérisent par un important périmètre de contact lit mineur–lit majeur. Celui-ci exerce une influence sur la capacité de piégeage du secteur. Plus cette zone de contact est importante, plus la fréquence des embâcles est élevée.

Les caractéristiques de la végétation à cette interface influencent la fréquence des dépôts et expliquent les écarts au modèle. Lorsque cette interface est constituée de végétation pionnière, la fréquence des embâcles augmente. Toutefois, les observations réalisées sur le terrain (nous avons mesuré les dimensions maximales d'une trentaine d'embâcles en 2002 et 2004) montrent que le volume air-bois des embâcles ancrés sur la végétation pionnière est moins important (il varie entre 61 m<sup>3</sup> et 74 m<sup>3</sup> en 2002, entre 4,5 m<sup>3</sup> et 123,5 m<sup>3</sup>) que le volume air-bois des embâcles ancrés sur la végétation mature (il varie entre 141,5 m<sup>3</sup> et 566,5 m<sup>3</sup> en 2002, entre 62 m<sup>3</sup> et 547,5 m<sup>3</sup> en 2004). Les embâcles ancrés sur la végétation mature, plus volumineux, sont certainement plus stables dans le temps que les embâcles ancrés sur la végétation pionnière, d'autant que ces derniers se situent généralement sur des secteurs entretenus. Leur durée de vie est donc plus faible.

Dans le cas de l'Isère, comme pour les troncs isolés déposés sur les bancs, la fréquence des embâcles est plus importante sur les secteurs situés à l'amont du seuil de Montmélian. Sur ces secteurs, la complexité de la mosaïque fluviale est très forte. Elle associe un périmètre de bande active important, un nombre de chenaux élevés ainsi que de nombreuses îles présentes à l'intérieur de la bande active. De plus, ces secteurs se caractérisent par un nombre et des superficies de bancs élevés. Ces secteurs abritent des bancs mobiles « actifs » et des îles plus ou moins végétalisées. La fréquence des bancs mobiles traduit un transit de la charge solide actif qui participe à la destruction / construction des îles. Cette dynamique contribue à la régénération et à la diversification des unités géomorphologiques ou mésoformes de la mosaïque fluviale.

Sur l'Isère, à l'aval de Montmélian, cette dynamique est moins active : depuis 1970, la superficie de la bande active s'est réduite de 29 % sur ce secteur (Vautier, 2000). De nombreuses îles, disposées alternativement le long des digues de rive droite et de rive gauche, se sont développées. Les bancs mobiles, autrefois actifs, se sont exhausés et végétalisés rapidement, du fait, principalement, d'une réduction significative du transport solide en lien avec des extractions massives et une hydrologie anthropisée. Aujourd'hui, la fréquence des bancs est faible et les îles sont « perchées ». Vautier (2000) distingue trois générations d'îles dont l'altitude par rapport à la ligne des basses eaux est comprise entre 0,5 mètres et 1,5 mètres pour les plus jeunes localisées entre le pont de Goncelin et le pont de la Bathie, puis

systématiquement supérieure à deux mètres pour les plus vieilles réparties entre d'une part le pont de la Gâche (Pontcharra) et le pont de Goncelin, et d'autre part entre le pont de la Bathie et Grenoble. Ces îles sont capables de résister à l'érosion lors d'événements hydrologiques supérieurs à la crue décennale (Vautier, 2000). La raréfaction des bancs mobiles et l'altitude trop importante des îles généralement accolées aux digues (Vautier, 2000) réduisent la capacité de stockage et de production de ces secteurs. En outre, ceux-ci se caractérisent par la présence d'un chenal unique dans lequel les conditions de vitesse et le sens des écoulements sont peu diversifiés, ce qui, d'une part ne permet pas un renouvellement efficace des mésoformes, d'autre part favorise l'écoulement unidirectionnel des troncs. Les vitesses atteintes par les troncs nécessiteraient alors la présence de surfaces de rugosité plus importantes à l'intérieur de la bande active pour qu'un dépôt soit possible. Or, ces surfaces n'existent pas dans ce secteur, hormis les piles de ponts. Sur ce secteur, et contrairement au secteur situé à l'amont du seuil de Montmélian, un seul embâcle de type « Bulldozer », a été observé, sur une île caractérisée par une altitude peu élevée et localisée dans un « coude » de l'Isère situé directement à l'aval de Pontcharra.

Globalement sur l'Isère, on peut distinguer deux grands secteurs dont la morphologie exerce une influence sur la distribution du bois mort le long du linéaire (Figure 34) :

- A l'amont du seuil de Montmélian, ce secteur associe des bancs mobiles et des îles végétalisées. Il est caractérisé par une forte complexité de la mosaïque fluviale. La concentration des dépôts de bois mort (troncs et embâcle) est très importante (plus de 65 % des troncs isolés et plus de 65 % des embâcles sont localisés sur ce secteur de 45 kilomètres environ, quelque soit l'année), notamment entre la confluence de l'Arc et le seuil de Montmélian, où 25 % des troncs isolés et 20 % des embâcles sont localisés sur 15 kilomètres environ.
- A l'aval du seuil de Montmélian, ce secteur de 60 kilomètres environ, composé d'îles perchées alternées en rive gauche et en rive droite, et caractérisé par un chenal unique où la fréquence et la superficie des bancs mobiles sont faibles, possède peu de zones où la rugosité est forte. La concentration des

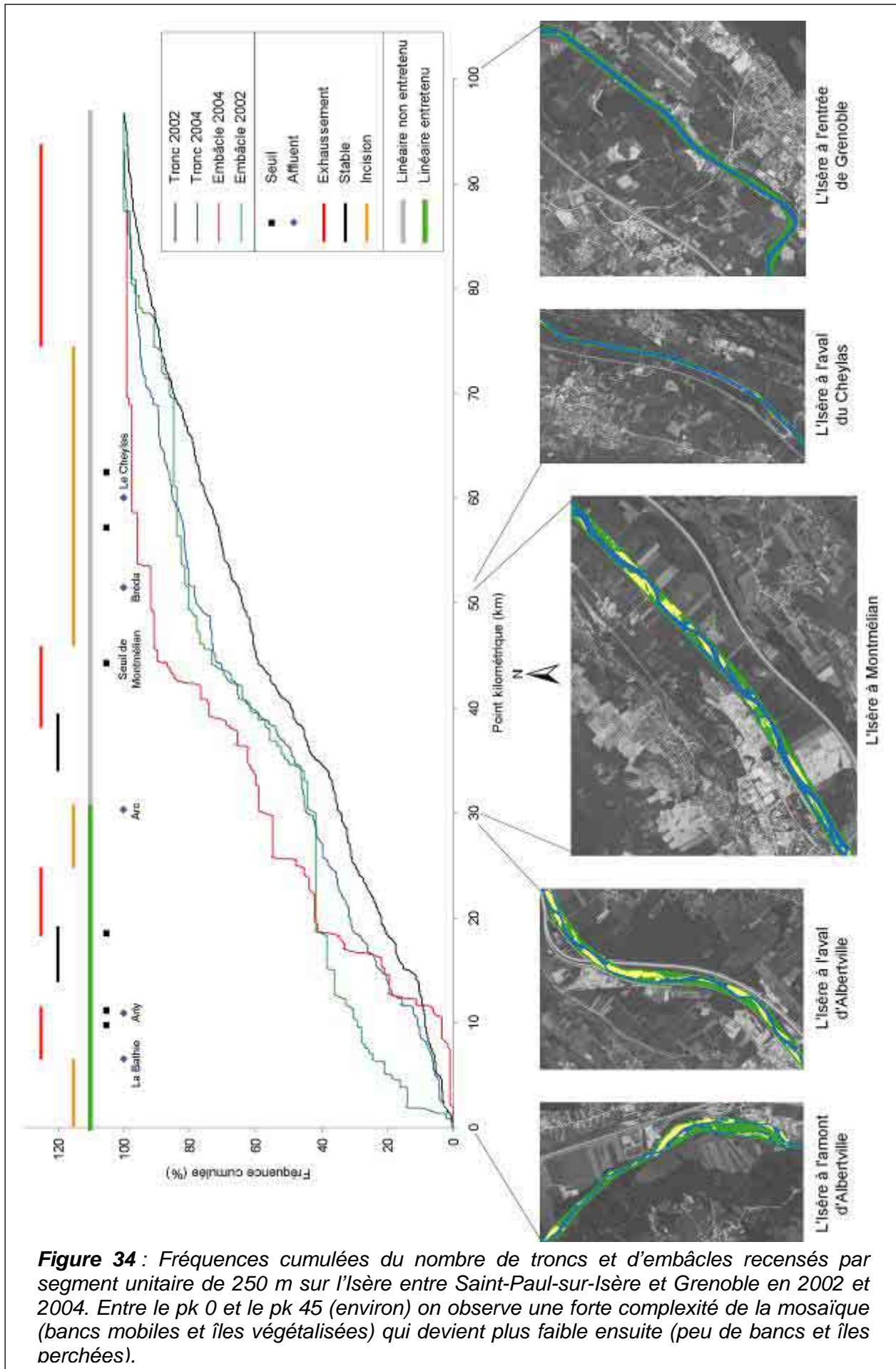
dépôts de bois mort est plus faible, moins de 40 % des dépôts des bois morts mesurés sur l'Isère sont présents sur ce secteur.

### **5.3) Impacts des aménagements**

La distribution spatiale des troncs isolés et des embâcles le long du linéaire des cours d'eau s'organise en une succession de complexes de perturbations. Cela a été mis en évidence lors de la phase de recensement systématique (chapitre 1), des tronçons où les concentrations en bois mort sont faibles alternant avec d'autres où ces concentrations sont élevées. La morphologie du cours d'eau agit sur la distribution des dépôts de bois mort le long des linéaires endigués de notre secteur d'étude, à travers notamment, le nombre et la superficie des bancs et la complexité de la mosaïque fluviale.

Toutefois, quelque soit le cours d'eau, certains aménagements, comme les seuils et les barrages, favorisent une l'augmentation significative des concentrations en bois mort. La présence de ces aménagements modifie localement, voire à des échelles plus grandes dans le cas de l'Isère, la géométrie du chenal en particulier, la dynamique fluviale en générale et notamment le transport de la charge solide.

L'impact de ces aménagements, sur la géométrie du lit des secteurs amont et aval et sur la dynamique des flux liquides et solides, est une explication de la robustesse et de la pérennité de certains tronçons où de fortes concentrations de bois mort ont été systématiquement mesurées en 2002 et en 2004.



## **CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE**

La cartographie systématique des dépôts de bois morts présents le long du linéaire des cours d'eau a permis d'identifier les secteurs sur lesquels les concentrations en bois mort sont importantes en 2002 et en 2004. Ces concentrations sont variables d'un cours d'eau à l'autre et au sein même de chacun d'eux. Les plus fortes concentrations ont été observées sur l'Arc à l'amont et à l'aval de la commune d'Aiguebelle en 2002, sur l'Isère entre Pont-Royal et Montmélian en 2002 et en 2004 et à l'aval immédiat de la confluence avec l'Arly en 2004, sur l'Arly à l'amont de la confluence avec le Doron de Beaufort en 2004.

Même si l'origine de la crue peut exercer localement une influence sur la distribution du bois mort le long des linéaires qu'elle affecte, les secteurs préférentiels de dépôts varient peu. La cartographie diachronique a permis d'appréhender l'inertie du fonctionnement du système du point de vue de la distribution des bois morts.

En 2002 et 2004, les bancs mobiles non végétalisés sont généralement caractérisés par de fortes concentrations en troncs. Mais c'est sur les secteurs où la mosaïque fluviale est plus complexe que les plus fortes concentrations de bois mort, associant troncs isolés et embâcles, ont été mesurées. Ces secteurs, qui associent des îles végétalisées situées à l'intérieur de la bande active, des bancs mobiles et des chenaux multiples, constituent, à l'échelle de notre secteur d'étude, des sites préférentiels de dépôts. Ils sont généralement en lien avec la présence d'aménagements.

L'analyse des paramètres pouvant expliquer les fortes concentrations de bois mort sur certains segments, souffre d'un manque de données précises et récentes notamment sur l'Isère entre Albertville et Montmélian et l'Arly. La crue de l'Arly de janvier 2004 et ses conséquences sur l'Isère (submersion des digues sur certains secteurs à l'aval de la confluence avec l'Arly), ont contraint la DDE à une étude plus précise des conditions d'écoulement dans l'espace intra-digue entre Albertville et Montmélian. Des paramètres tels que la pente ne seront donc disponibles qu'en 2006.





## **PARTIE III**

# **CARACTERISTIQUES ET ORIGINE DES BOIS MORTS PRESENTS DANS L'ESPACE INTRA-DIGUE**



## **PREAMBULE :**

Après avoir localisé, dans la partie précédente, les secteurs où de fortes concentrations en bois mort sont présentes, les objectifs de cette deuxième partie sont, dans un premier temps, l'élaboration de la carte d'identité des bois morts en transit (chapitre 1) et, dans un deuxième temps, la détermination de l'origine des bois morts (chapitre 2).

Pour cela, nous avons réalisé, sur les secteurs où de fortes concentrations en bois mort ont été localisées, des mesures sur les fûts de bois mort en transit afin de déterminer leurs caractéristiques bio-morphologiques. Ces mesures ont été réalisées sur les troncs isolés et sur les embâcles présents sur les linéaires d'études ainsi que sur les troncs extraits du barrage de Saint-Egrève.

La caractérisation de la ripisylve présente le long des linéaires d'étude a été effectuée, dans le cadre de tests méthodologiques, afin d'étudier comparativement les taxons de la ripisylve avec les taxons du bois mort en transit, d'élaborer le profil dendrochronologique et d'analyser la composition chimique (métaux lourds) d'un taxon cible ubiquiste. L'ensemble des méthodes et des tests utilisés dans cette partie répondent aux questions suivantes : D'où vient le bois mort ? Comment est-il produit ?



# CHAPITRE 1

**CARACTERISTIQUES BIO-  
MORPHOLOGIQUES DES BOIS MORTS  
PRESENTS DANS LE CHENAL ET  
EXTRAITS AU BARRAGE DE SAINT-  
EGREVE EN 2002 ET 2004**

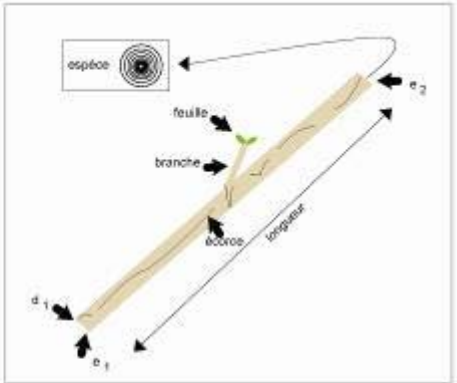


## 1) METHODOLOGIE

### 1.1) Caractérisation des troncs isolés

A partir des résultats obtenus lors de l'étude de la distribution spatiale des débris ligneux (Partie I), on a choisi les secteurs où la densité d'individus est élevée, pour réaliser une étude plus fine des débris ligneux présents en 2002 puis en 2004 (Carte 9). Chaque tronc dont, le diamètre et la longueur sont respectivement supérieurs à 0,125 m et 2,5 m, a été systématiquement mesuré sur l'Arc, l'Isère et l'Arly. Dans le cas de l'Arly, les faibles densités n'ont permis de prélever que 21 individus en 2002. Dans le cas de l'Isère, trois stations ont été réalisées en 2002 et en 2004, une à l'aval du barrage de la Coche, la suivante à l'aval de la confluence avec l'Arly, la dernière à l'aval de la confluence de l'Arc. Au total, 638 troncs situés sur les bancs ont été décrits entre 2002 et 2004 (Figure 35).

VARIABLES	Q	q
Essence		
Ecorce		100 % 50 % 0 % Absence
Branche		Présence Absence
Feuille		Présence
Orientation		parallèle oblique perpendiculaire
Cépée		oui non
Rejet		oui non
Extrémité $e_1$		Système racinaire Cassé Coupé Castor
Extrémité $e_2$		Cassé Coupé Houppier
Diamètre		
Longueur		



**Figure 35 :** Variables décrivant les individus dont la longueur et le diamètre sont respectivement supérieurs à 2,5 mètres et 12,5 centimètres de diamètre ((Q) : variables quantitatives ; (q) variables qualitatives).



## **1.2) Caractérisation des embâcles**

Treize embâcles en 2002 et vingt-six embâcles en 2004 ont été analysés sur l'ensemble du secteur d'étude (Carte 9). En 2002, 200 troncs constructeurs ont été analysés, 223 en 2004. Pour les embâcles ancrés sur les piles de ponts, des prélèvements n'ont été réalisés que sur un individu en 2002. En 2004, aucun prélèvement n'a été réalisé sur ce type d'embâcle. L'accès et les prélèvements sur les embâcles se sont avérés dangereux notamment pour les embâcles ancrés sur un pont et sur la végétation mature.

Les données suivantes ont été relevées sur les différents embâcles :

- Identification du type d'ancrage. Quatre types d'ancrages ont été différenciés :
  - ancrage sur les bancs de galets,
  - ancrage sur les piles de pont,
  - ancrage sur végétation pionnière (diamètre des arbres en place inférieur à 0.10 mètres),
  - ancrage sur végétation mature (diamètre des arbres en place supérieur à 0.10 mètres).
- Orientation de l'embâcle (plus grande largeur) par rapport à l'axe d'écoulement.
- Recensement du nombre de troncs « constructeurs » visibles (diamètre et longueur respectivement supérieurs à 0,125 m et 2,5 m) de l'embâcle. Sur chacun d'eux, des mesures identiques à celles réalisées sur les troncs isolés ont été effectuées (Figure 35).

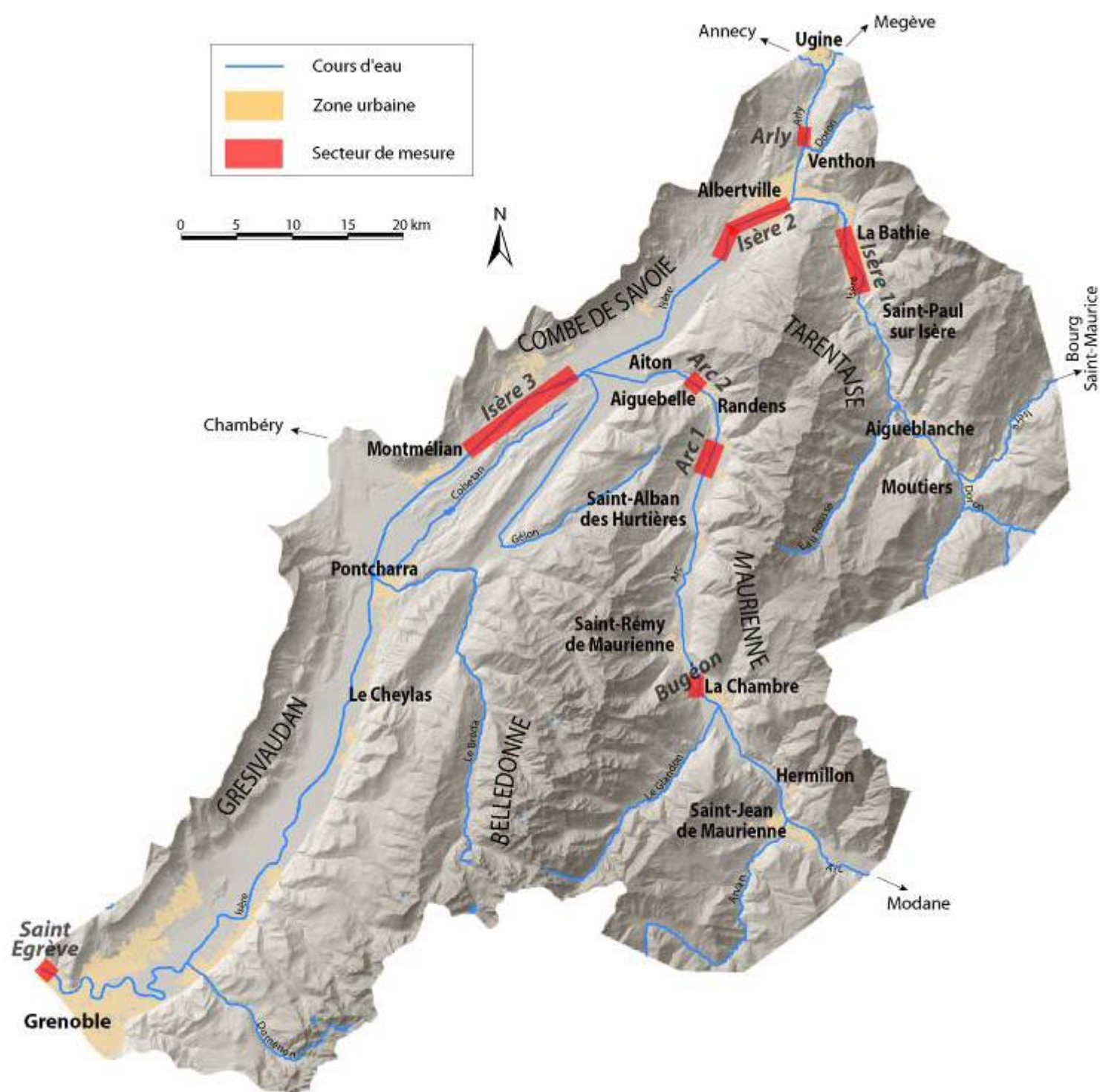
## **1.3) Les bois morts extraits de la retenue du barrage de Saint-Égrève**

Entre 2001 et 2004, 106 troncs ont été extraits de la retenue du barrage de Saint-Égrève (24 % en 2002, 22 % en 2003, 54 % en 2004). Seuls les plus gros troncs sont extraits à l'aide d'une grue puis stockés (Photographie 26). Les analyses ont été réalisées après les extractions, au cours desquelles certains arbres ont pu être coupés pour permettre leur stockage. Sur ces troncs nous avons mesuré :

- la longueur et le diamètre,
- le taux de recouvrement de l'écorce et l'état,
- la nature des extrémités basales et sommitales,
- la présence / absence de branches et de feuilles,
- le taxon.



**Photographie 26 :** Plage de dépôts des bois extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève (2004, B. Moulin).



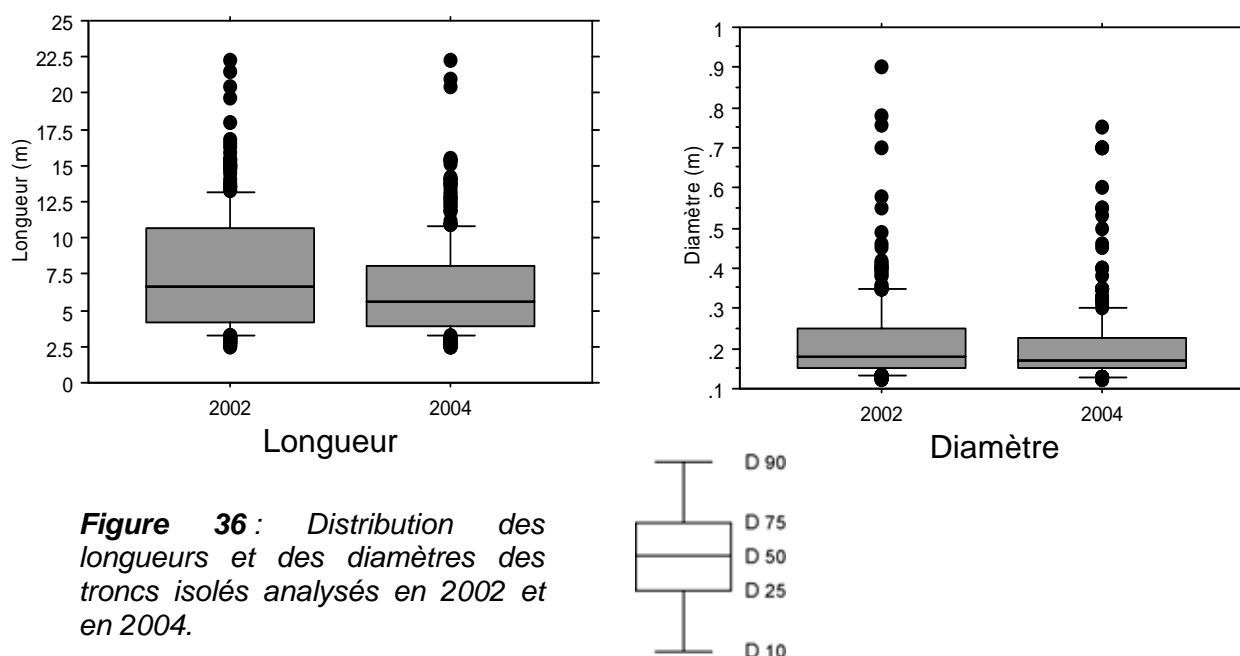
**Carte 9 :** Localisation des secteurs retenus pour la description détaillée des troncs isolés et des embâcles en 2002 et 2004.

## 2) LONGUEUR ET DIAMETRE

### 2.1) Sur les troncs isolés

La longueur moyenne des troncs isolés en 2002 est de 7,69 m. Elle est plus faible en 2004, 6,44 m ; 90 % des troncs ont une longueur inférieure à 13,21 m en 2002, à 10,82 m en 2004. En 2002 et en 2004, la longueur maximale est de 22,30 m (Figure 36).

Le diamètre moyen des troncs isolés en 2002 est de 0,22 m. Il est plus faible en 2004, 0,20 m ; 90 % des troncs ont un diamètre inférieur à 0,35 m en 2002, à 0,30 m en 2004. En 2002, le diamètre maximal est de 0,90 m. Il est de 0,75 m en 2004.



**Figure 36 :** Distribution des longueurs et des diamètres des troncs isolés analysés en 2002 et en 2004.

Ces observations sont confirmées par les résultats de l'ANOVA (complétés par un test *a posteriori* de Scheffe) qui montrent des différences significatives des longueurs et des diamètres entre les individus mesurés en 2002 et en 2004 (Tableau 6).

**Tableau 6 :** Probabilités *P* du test de Scheffe conduit sur les diamètres et les longueurs des troncs isolés mesurés sur les bancs en 2002 et 2004.

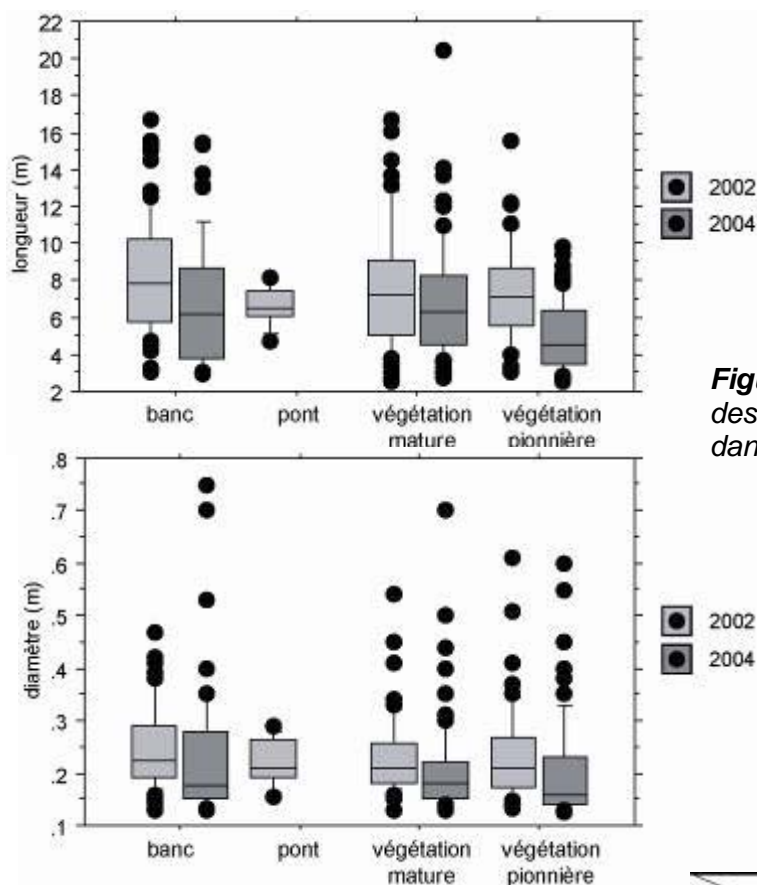
	log	Diamètre	Longueur
log		2002	2002
Diamètre			
2004		<b>0,0291</b>	
Longueur			
2004			<b>0.0001</b>

*En gras : différence significative de moyenne (niveau de confiance supérieur à 95 %).*

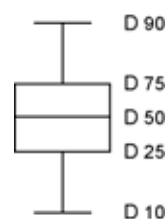
En 2004, les troncs isolés mesurés dans le chenal possèdent des caractéristiques métriques (diamètre et longueur des individus) plus petites que pour l'année 2002.

## 2.2) Sur les embâcles

Les résultats de l'ANOVA, complétés par un test *a posteriori* de Scheffe, montrent des différences significatives de longueur entre les individus mesurés en 2002 et en 2004 (Tableau 7). La longueur moyenne et le diamètre moyen des individus prélevés dans les embâcles sont plus grands en 2002 qu'en 2004 (respectivement 7,7 m et 0,237 m et 5,98 m et 0,210 m), quelque soit le type d'ancrage (Figure 37).



**Figure 37 :** Distribution des longueurs et des diamètres des troncs isolés prélevés dans les embâcles en 2002 et en 2004.



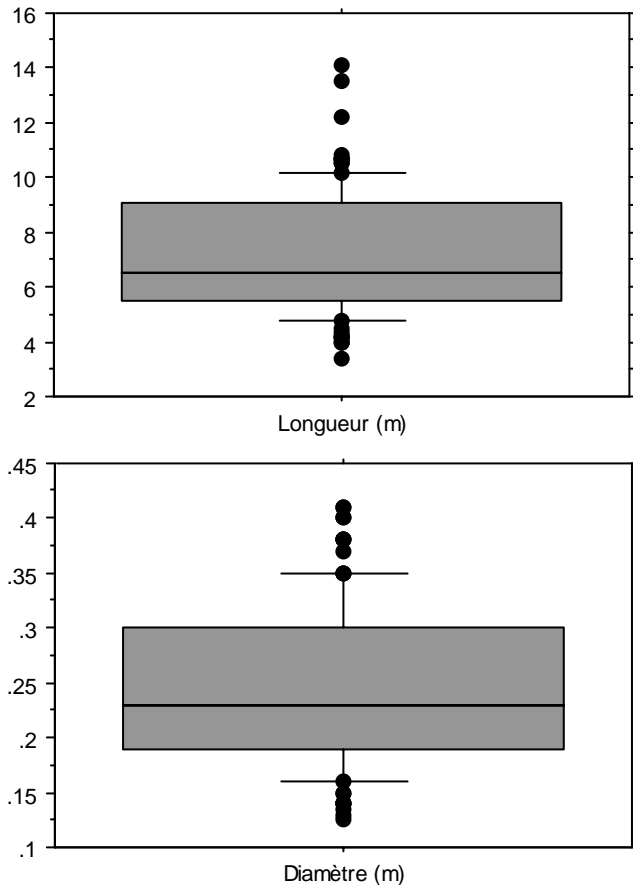
**Tableau 7 :** Probabilités *P* du test de Scheffe conduit sur les diamètres et les longueurs des individus mesurés dans les embâcles en 2002 et 2004.

	log	Diamètre 2002	Longueur 2002
log			
Diamètre 2004		<b>0.0001</b>	
Longueur 2004			<b>0.0001</b>

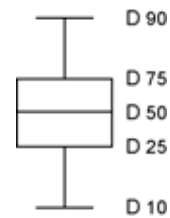
*En gras : différence significative de moyenne (niveau de confiance supérieur à 95 %).*

### 2.3) Au barrage de Saint-Egrève

Les troncs extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève possèdent une longueur moyenne de 7,2 m et un diamètre moyen de 0,25 m.



**Figure 38 :** Distribution de la longueur et du diamètre des bois morts extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève entre 2001 et 2004.



90 % des troncs extraits possèdent une longueur inférieure à 10,2 m pour un maximum de 14,1 m et un diamètre inférieur à 0,349 m pour une valeur maximale de 0,410 m (Figure 38). Seuls 14 troncs extraits soit 13 % de la population de troncs extraits au barrage possèdent une longueur supérieure à 10,2 m et seuls 11 troncs extraits, soit 10,5 % de la population de troncs extraits au barrage, possèdent un diamètre supérieur à 0,349 m.

En 2002 et 2003 la longueur moyenne des troncs est de 7,3 m. Elle est plus faible en 2004, 7 m. En 2003 et 2004, le diamètre moyen des individus est plus faible, 0,24 m, qu'en 2002, 0,26 m. Les résultats de l'ANOVA complétés par un test *a posteriori* de Sheffe ne montrent pas de différences significatives entre les longueurs et les diamètres mesurés en 2002, 2003 et en 2004 (Tableau 8). Quelque soit

l'année, les dimensions métriques des individus extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève sont proches.

**Tableau 8 :** Probabilités  $P$  du test de Scheffe conduit sur les diamètres et les longueurs des individus extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève en 2002, 2003 et 2004.

log (Longueur) log (Diamètre)			
	2002	2003	2004
2002		0,9405 0,2790	0,5846 0,2487
2003			0,5409 0,9914

En gras : différence significative de moyenne (niveau de confiance supérieur à 95 %).

## **2.4) Diamètre et longueur comparés selon le site de prélèvement**

Nous avons réalisé une ANOVA dont l'objectif a été de tester si les diamètres et les longueurs sont différents, entre les troncs mesurés sur les bancs (troncs isolés), dans les embâcles et au barrage de Saint-Egrève et selon l'année du prélèvement.

Les résultats du test de Scheffe montrent que les longueurs des individus sont proches quelque soit le site de mesure en 2002 (Tableau 9). En revanche, en 2004, les longueurs sont significativement différentes selon le site de prélèvement. Les longueurs les plus importantes sont observées sur les individus mesurés au barrage de Saint-Egrève, puis sur les troncs isolés et les embâcles qui possèdent des longueurs proches (Figure 39).

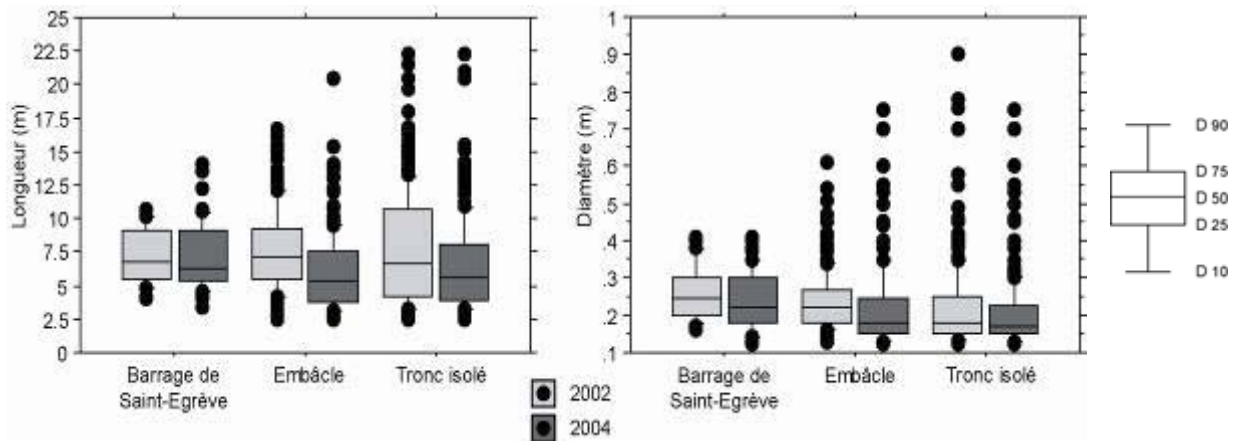
Longueur 2002 / 2004	Barrage de Saint-Egrève	Embâcle	Tronc isolé
Barrage de Saint-Egrève		0,8056 <b>0,0007</b>	0,6901 <b>0,0181</b>
Embâcle			0,1621 0,1053

Diamètre 2002 / 2004	Barrage de Saint-Egrève	Embâcle	Tronc isolé
Barrage de Saint-Egrève		0,1112 <b>0,0040</b>	<b>0,0046</b> <b>0,0004</b>
Embâcle			<b>0,0003</b> 0,4698

En gras : différence significative de moyenne (niveau de confiance supérieur à 95 %)

**Tableau 9 :** Résultats du test de Scheffe conduit sur les diamètres et les longueurs des individus mesurés sur les bancs (troncs isolés), dans les embâcles et au barrage de Saint-Egrève.





**Figure 39 :** Distribution de la longueur et du diamètre des bois mesurés au barrage de Saint-Égrève), dans les embâcles et sur les bancs (tronc isolé).

Les résultats sur les diamètres montrent des différences significatives selon le site de prélèvement et quelque soit l'année. Les troncs extraits au barrage de Saint-Égrève possèdent des diamètres moyens plus importants que les troncs mesurés dans les embâcles en 2004, mais pas en 2002 où les valeurs sont proches. Les troncs isolés mesurés sur les bancs ont les diamètres les plus faibles quelque soit l'année.

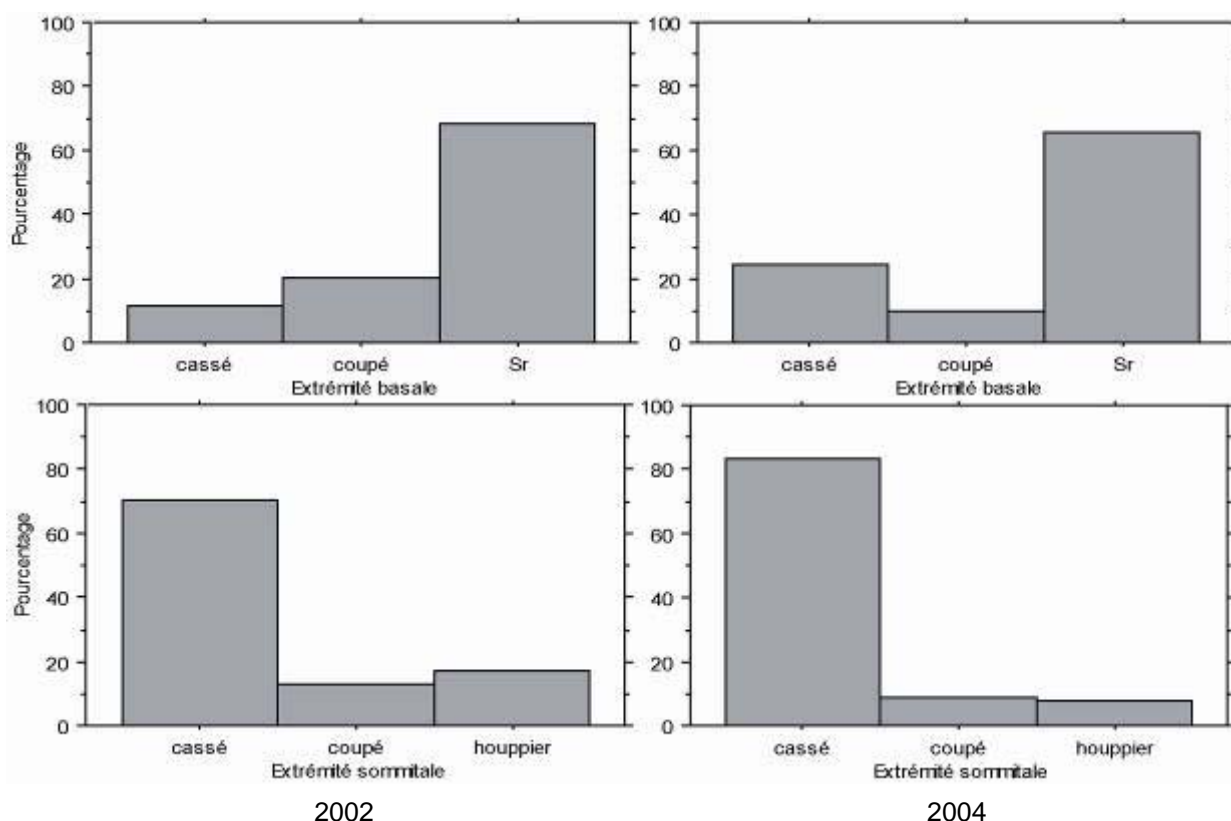
### **3) CARACTERES QUALITATIFS**

#### **3.1) Sur les troncs isolés**

##### **3.1.1) Extrémités des troncs**

Quelque soit l'année, plus de 65 % des troncs mesurés possèdent un système racinaire ; 17 % des troncs pourvus d'un système racinaire possèdent un houppier en 2002, seulement 7 % en 2004 (Figure 40). Ces individus sont des arbres entiers, introduits récemment ; 50 % des individus possédant un système racinaire ont leur extrémité sommitale cassée, synonyme soit d'une altération durant le transport, soit d'un temps de résidence long avant leur prise en charge.





**Figure 40 :** Répartition des observations selon l'état des extrémités basales et sommitales des troncs isolés analysés en 2002 et 2004 (\* Sr : Système racinaire).

En 2002, 20 % des individus mesurés ont été coupés, seulement 10 % en 2004 ; 8,5 % des individus en 2002, et 5 % en 2004, ont les deux extrémités coupées ; 11,5 % des individus en 2002, 25 % en 2004, ont leur extrémité basale cassée. Aucune trace de castor n'a été observée sur les troncs, contrairement à l'étude réalisée sur le Haut-Rhône (Moulin, 1999).

### 3.1.2) Branche, feuille, cépée, rejet, écorce

En 2002 et en 2004, 48 % des individus prélevés possèdent des branches, 13 % des feuilles ; 19 % des individus prélevés en 2002 sont des cépées, 6 % en 2004. Sur 7 % des individus en 2002 a été observé la présence de rejets, sur 1,7 % en 2004. Pour 2002, l'estimation de l'âge des différents rejets varie entre 1 an pour les plus récents et 6 ans pour les plus anciens. En 2004, l'âge des différents rejets varie entre 1 an et 3 ans.

En 2002 et en 2004, respectivement 42 % et 47 % des individus observés possèdent un tronc intact sans aucune trace de dégradation mécanique ; 58 % des individus en 2002 et 53 % des individus en 2004 n'ont plus ou peu d'écorce (taux de

recouvrement du fût inférieur à 50 % de la surface observable). Parmi ces derniers, 42 % en 2002 et 32 % en 2004 ont un fût lisse tandis que 16 % en 2002 et 21 % en 2004 ont un fût lacéré.

### 3.1.3) Orientations des troncs dans le chenal

En 2002 et 2004, respectivement 49 % et 40 %, des individus observés ont une orientation parallèle à l'axe du chenal ; 29 % en 2002 et 31% en 2004 ont une orientation oblique, 22 % en 2002 et 31% en 2004 ont une orientation perpendiculaire.

Un test du Chi 2 ( $\chi^2 = 37,5$ ,  $p < 0.0001$ ,  $n = 638$ ) a été réalisé afin de déterminer si l'extrémité basale des troncs exerçait une influence sur leur orientation dans le chenal (Tableau 10).

	oblique	parallèle	perpendiculaire
cassé	-.196	-3.806	4.486
coupé	.429	-2.509	2.381
Sr	-.159	5.027	-5.494

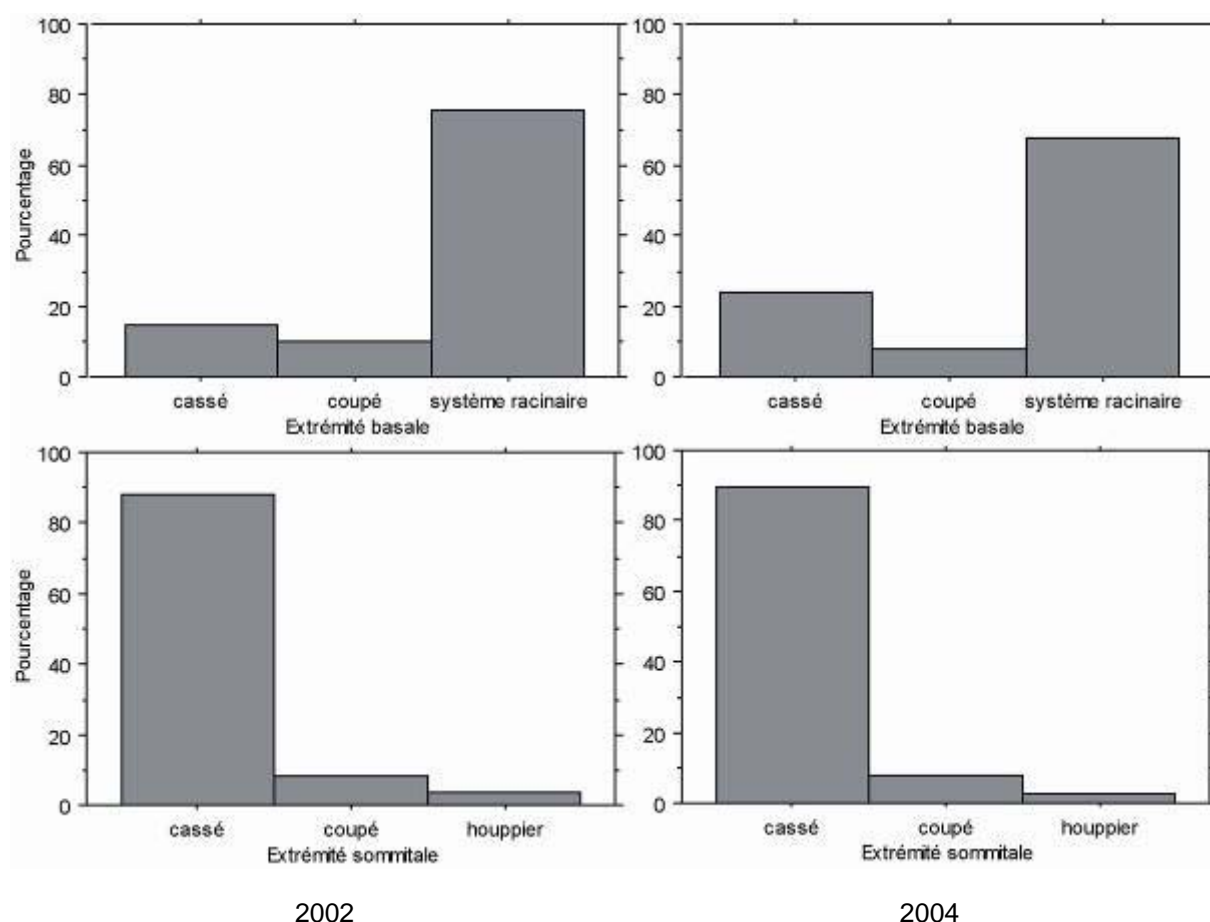
**Tableau 10 :** Contribution a posteriori de l'extrémité basale des troncs selon leur orientation dans le chenal (Sr : Système racinaire).

On observe, que si le tronc possède un système racinaire, son orientation est préférentiellement parallèle à l'axe du chenal. Sinon, son orientation est oblique mais rarement perpendiculaire. L'absence de système racinaire induit une orientation beaucoup plus aléatoire.

## 3.2) Sur les embâcles

### 3.2.1) Extrémités des troncs

Sur l'ensemble des individus prélevés en 2002, 75 % possèdent un système racinaire ; 5 % des individus possédant un système racinaire sont des arbres pourvus d'un houppier, soit des arbres entiers ; 10 % des troncs analysés ont été coupés, dont 60 % aux deux extrémités ; 15 % des troncs analysés sont cassés (Figure 41).



**Figure 41 :** Répartition des observations selon l'état des extrémités basales et sommitales des troncs isolés prélevés dans les embâcles en 2002 et 2004.

En 2004, 68 % des individus prélevés possèdent un système racinaire ; 3 % des individus possédant un système racinaire sont des arbres pourvus d'une houppier, soit des arbres entiers ; 8 % des troncs analysés ont été coupés, 75 % aux deux extrémités ; 24 % des troncs analysés sont cassés.

### 3.2.2) Branche, feuille, cépée, rejet, écorce

53 % des individus en 2002 et 43,5 % des individus en 2004 possèdent des branches ; 10 % des individus en 2002 et 12 % des individus en 2004 possèdent des feuilles ; 6 % des individus en 2002 et 4 % des individus en 2004 sont des cépées.

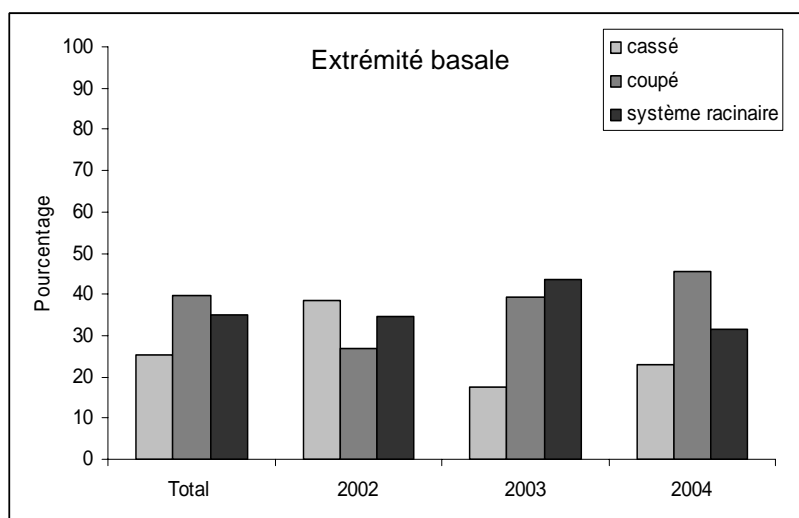
Nous avons observé sur 10 % des individus en 2002 et 7 % des individus en 2004, la présence de rejets. Les estimations de l'âge des différents rejets varient de 1 an pour les plus récents à 3 ans pour les plus anciens en 2002 et 2004. Quelque soit l'année, les rejets ont été observés uniquement sur les embâcles ancrés sur la végétation mature.

60 % des individus prélevés en 2002 et 47,5 % en 2004 possèdent un tronc intact (aucune trace de dégradation mécanique) ; 40 % en 2002 et 55 % en 2004 n'ont plus ou peu d'écorce (taux de recouvrement du fût inférieur à 50 % de la surface observable).

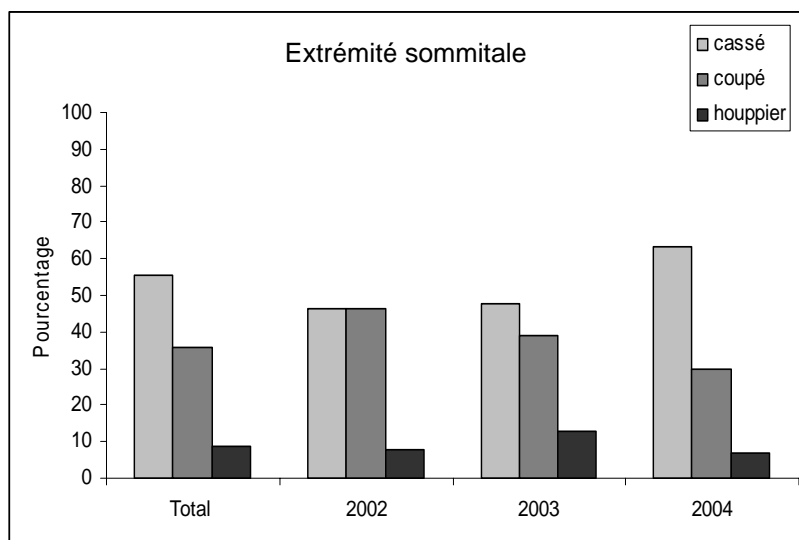
### **3.3) Au barrage de Saint-Égrève**

#### **3.3.1) Extrémités des troncs**

Sur l'ensemble des individus observés entre 2002 et 2004 (Figure 42 et 43), 40 % ont été coupés dont 61 % aux deux extrémités



**Figure 42 :** Etat des extrémités basales des troncs extraits du barrage de Saint-Égrève entre 2002 et 2004.



**Figure 43 :** Etat des extrémités sommitales des troncs extraits du barrage de Saint-Égrève entre 2002 et 2004.

Les individus dont l'extrémité basale est coupée sont plus fréquents en 2004 (45,5 %) ; 35 % des individus possèdent un système racinaire. Moins de 5 % des

individus pourvus d'un système racinaire possèdent un houppier, quelque soit l'année ; 25 % des individus possédant un système racinaire ont leur extrémité sommitale coupée ; 25 % des individus sont cassés.

### 3.3.2) Branche, feuille, écorce

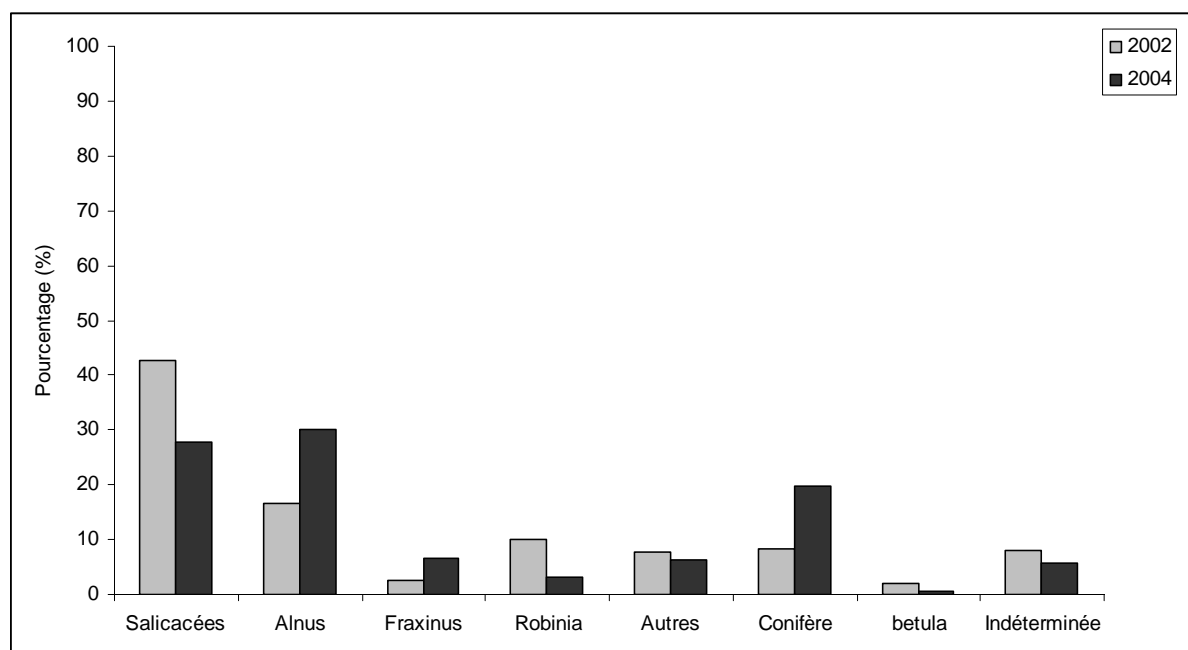
38 % des individus en 2002, 35 % en 2003 et 42 % en 2004 possèdent des branches ; 11,5 % en 2002, 30,5 % en 2003 et 19 % des individus en 2004 possèdent des feuilles.

42 % des individus en 2002, 48 % en 2003 et 54 % en 2004 possèdent un tronc intact (aucune trace de dégradation mécanique et un taux de recouvrement de 100 %).

## 4) TAXONS

### 4.1) Sur les troncs isolés

En 2002 et en 2004, 95,5 % et 96,5 % des troncs isolés prélevés ont été identifiés respectivement. Les 4,5 % et 3,5 % restant, en 2002 et 2004, n'ont pu l'être car leur décomposition était trop avancée. Même si les taxons sont très diversifiés, trois groupes peuvent être distingués en 2002 et en 2004 (Figure 44):

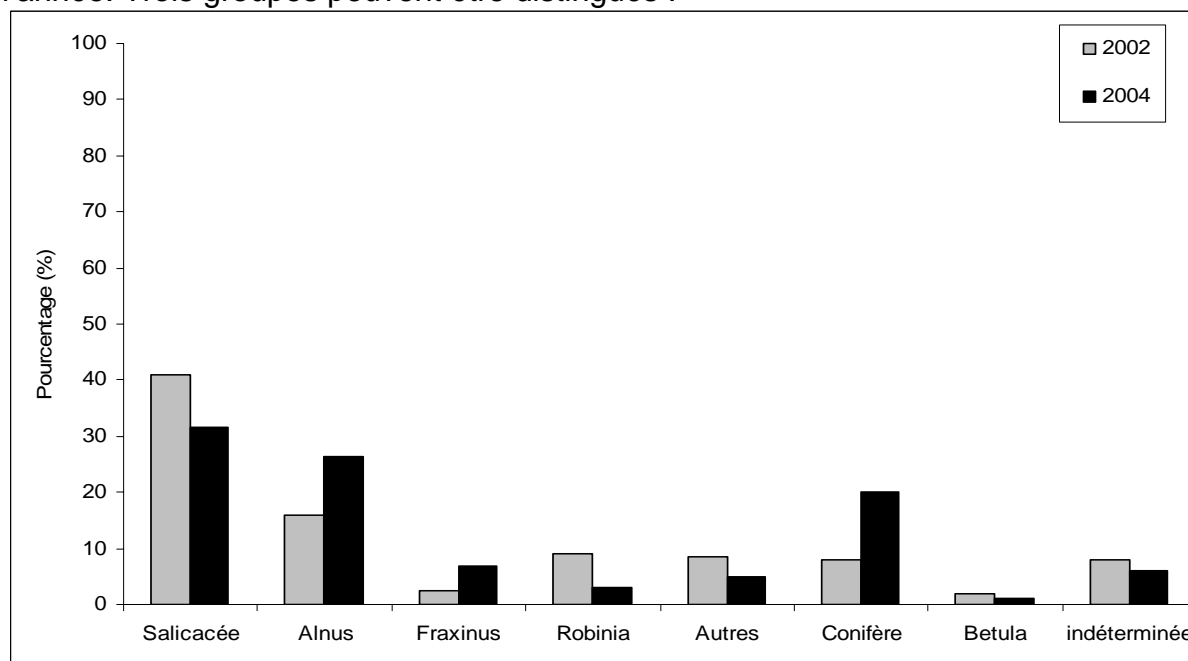


**Figure 44 :** Distribution des taxons des troncs isolés mesurés sur les bancs en 2002 et 2004.

- Les genres d'origine ripicole, caractéristiques des milieux alluviaux pionniers non stabilisés et des secteurs de plaine alluviale. Ils représentent 62 % des bois identifiés en 2002, 61 % en 2004. En 2002, 39 % appartiennent au genre des Salicacées (*Populus* et *Salix*), 23 % au genre *Alnus*. En 2004, 32 % appartiennent au genre des Salicacées, 29 % au genre *Alnus*.
- Les genres des forêts de bois dur, qui sont localisés généralement en versant, sur les digues mais se rencontrent aussi en milieu alluvial sur les zones stabilisées. Ils représentent 19,5 % des bois identifiés en 2002, 15,5 % en 2004. En 2002, 11 % appartiennent au genre *Robinia* et 4 % au genre *Fraxinus*. En 2004, 4 % appartiennent au genre *Robinia* et 7 % au genre *Fraxinus*.
- Les genres présents sur les têtes de bassin, les conifères et le genre *Betula*. Ils représentent 14 % des bois identifiés en 2002, 20 % en 2004. En 2002, 8 % sont des conifères et 6 % appartiennent au genre *Betula*. En 2004, 18 % sont des conifères et 2 % appartiennent au genre *Betula*.

#### **4.2) Sur les embâcles**

En 2002, 92 % des individus prélevés dans les embâcles ont été identifiés, 94 % des individus en 2004 (Figure 45). Les taxons sont très diversifiés quelque soit l'année. Trois groupes peuvent être distingués :

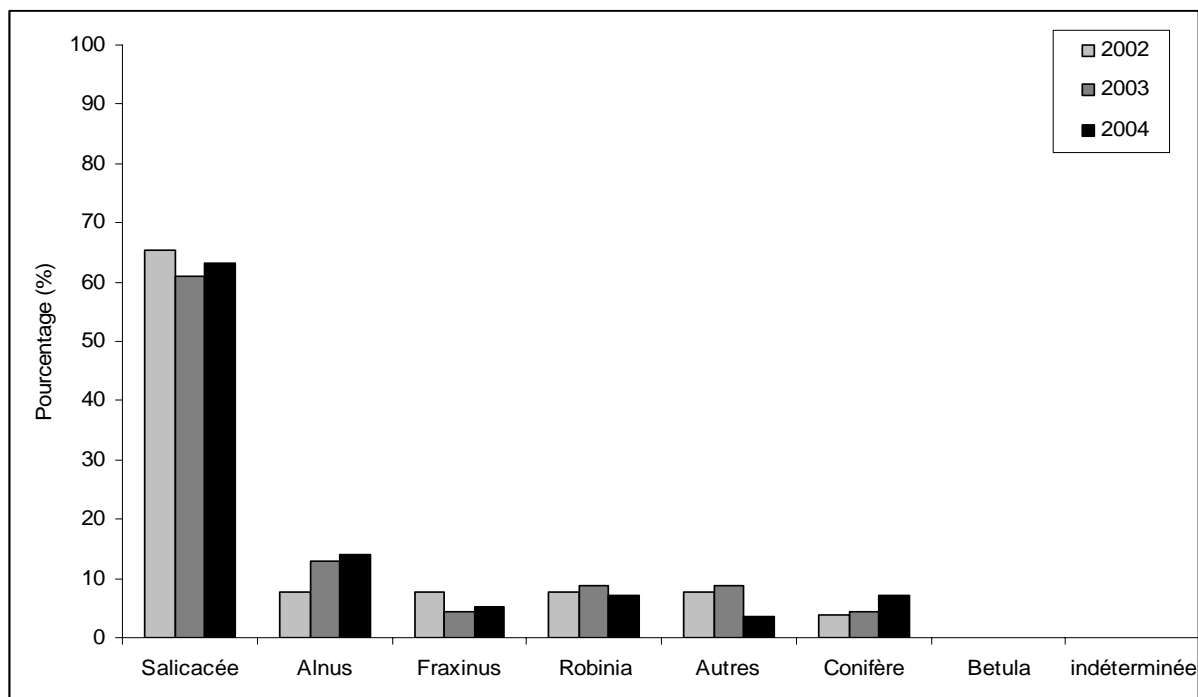


**Figure 45 :** Distribution des taxons des troncs structurants les embâcles en 2002 et 2004.

- Les genres d'origine ripicole, caractéristiques des milieux alluviaux pionniers non stabilisés et des secteurs de plaine alluviale. Ils représentent 59 % des bois identifiés en 2002 et 58 % des individus en 2004. En 2002, 42 % appartiennent au genre *Salicacée* et 16,5 % au genre *Alnus*. En 2004, 28 % appartiennent au genre *Salicacée* et 30 % appartiennent au genre *Alnus*.
- Les genres des forêts de bois dur, qui sont localisés généralement en versant, sur les digues mais se rencontrent aussi en milieu alluvial sur les zones stabilisées, représentent 20 % des individus identifiés en 2002, 16 % en 2004. En 2002, 10 % appartiennent au genre *Robinia* et 3 % au genre *Fraxinus*. En 2004, 3 % appartiennent au genre *Robinia* et 7 % au genre *Fraxinus*.
- Les genres présents sur les têtes de bassin, les conifères et le genre *Betula*. Ils représentent 10 % des individus identifiés en 2002, 21 % en 2004. 8 % en 2002 et 20 % en 2004 sont des conifères.

En 2002, 5 % des individus identifiés sont des débris « ligneux » d'origine anthropique (poteau téléphonique goudronné, piquet...). En 2004, aucun individu d'origine anthropique n'a été mesuré.

#### **4.3) Au barrage de Saint-Egrève**



**Figure 46 :** Distribution des taxons des troncs extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève entre 2002 et 2004.

Comme pour les troncs prélevés dans le chenal et les embâcles, on peut distinguer trois groupes quelque soit l'année (Figure 46) :

- Les genres d'origine ripicole représentent plus de 70 % des bois identifiés, dont 12 % appartiennent au genre *Alnus* en 2003 et 2004. Plus de 60 % des bois identifiés de 2002 à 2004 sont des Salicacées.
- Les genres des forêts de bois dur représentent plus de 15 % des bois identifiés entre 2002 et 2004, dont 7 à 8 % appartiennent au genre *Robinia* et 5 à 7,5 % au genre *Fraxinus* quelque soit l'année.
- Les genres présents sur les têtes de bassin. Les conifères représentent 4 % en moyenne des troncs identifiés en 2002 et 2003, 7 % en 2004.

## **5) TAXONS PRESENTS ET COURS D'EAU**

Un test du Chi 2 a été réalisé afin de déterminer, si sur un cours d'eau, certains taxons étaient préférentiellement présents dans les accumulations de bois morts en 2002 et 2004. Le test est très significatif (Chi 2 = 292,1 p < 0.0001, n = 650).

**Tableau 11** : Contribution *a posteriori* des cours d'eau du secteur d'étude.

Station	Année	Betula	Conifères	Fraxinus	Robinia	Salicacées	Alnus	Autres	indéterminé
Arc	2002	-0.542	-2.582	-1.242	3.275	0.395	0.56	0.48	-0.689
Arly	2002	-0.035	0.902	-0.129	-1.301	0.295	0.29	-1.077	0.222
Bugéon	2002	11.325	-0.451	-0.834	-0.976	-1.349	-2.064	-0.809	-0.699
Isère 1	2002	-0.751	-0.805	-1.432	1.531	3.196	-2.921	0.223	0.318
Isère 2	2002	3.701	-1.509	1.457	1.302	-0.272	-2.06	-0.392	0.788
Isère 3	2002	0.33	-1.069	-0.482	0.176	-0.883	1.939	-1.056	0.788
Arc	2004	-0.774	-1.73	0.224	-0.919	1.216	1.675	-0.824	-1.058
Arly	2004	-2.079	5.082	-0.539	-2.074	0.529	-3.138	2.949	-0.543
Isère 1	2004	-1.231	1.436	-0.435	1.473	0.882	-1.428	-1.251	-0.077
Isère 2	2004	-0.945	0.825	-0.16	-1.331	-4.055	4.591	1.479	-0.458
Isère 3	2004	-2.111	0.152	3.195	-1.647	-0.168	0.657	-1.589	1.318

Les résultats du test (Tableau 11) montrent que les conifères sont très présents sur l'Arly en 2002 et 2004. Ils sont plus rares sur l'Arc pour la même période. Leur fréquence tend à diminuer de l'amont vers l'aval sur l'Isère en 2004. Le genre *Betula* est caractéristique des secteurs de tête de bassin comme le Bugéon en 2002, on le trouve aussi dans les secteurs aval mais en quantité moins importante en 2002. Le genre *Robinia* est fortement présent sur les stations de l'Isère et sur l'Arc

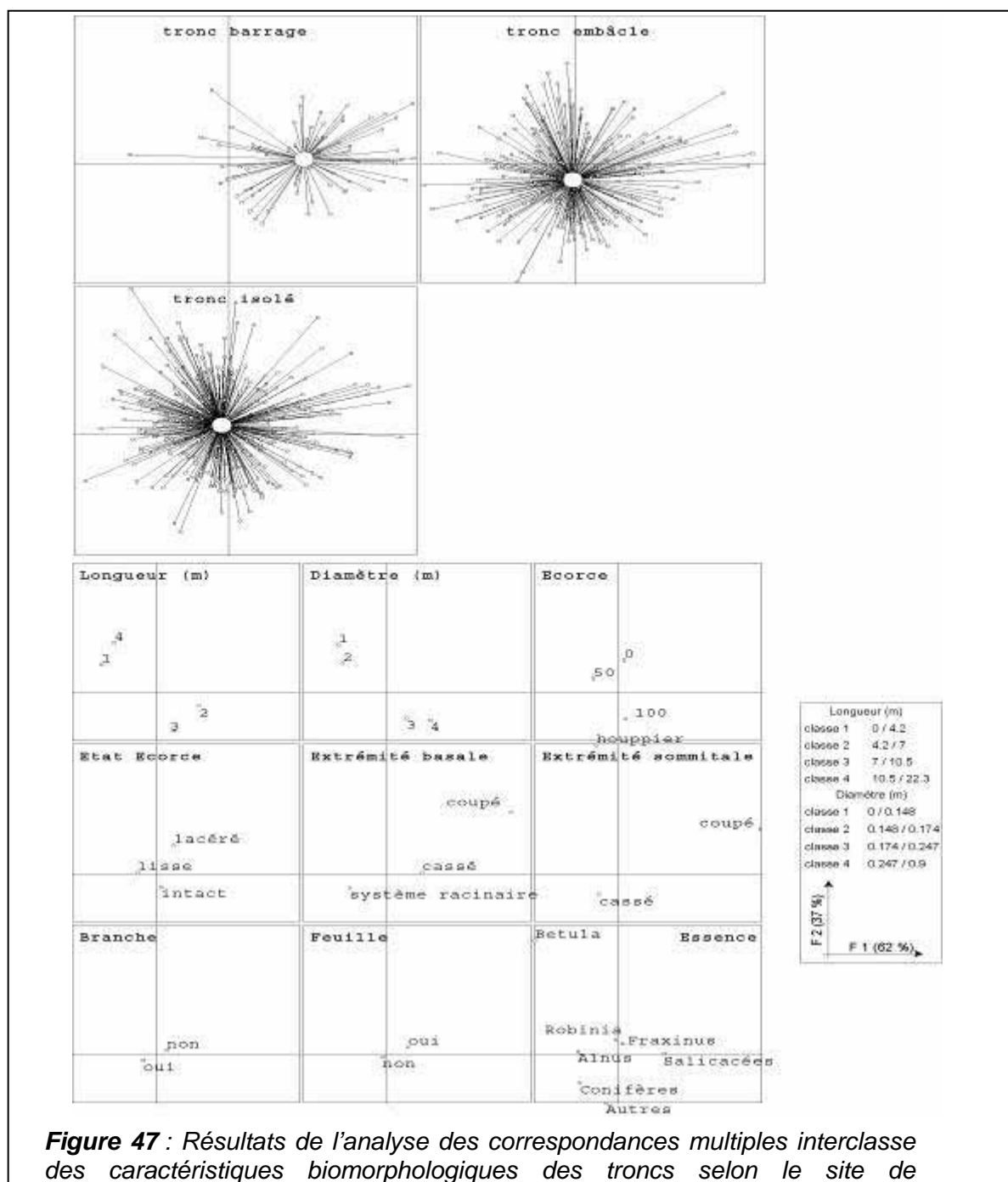


en 2002 et 2004. Il est rare sur l'Arly en 2002 et 2004 et le Bugéon en 2002. Le genre *Alnus* est très présent sur l'Isère 3 en 2002, sur l'Isère 2 et l'Arc en 2004. Les salicacées sont fortement présentes sur l'Isère 1 en 2002. En 2004, elles sont faiblement représentées sur l'Isère 2. En revanche, elles sont très présentes sur l'Arc quelque soit l'année. La catégorie « Autres » est très importante sur l'Arly en 2004. Elle est faible en 2002 et en 2004 sur l'Isère 3. Enfin, les individus, dont le taxon n'a pu être déterminé, augmentent de l'amont vers l'aval en 2002 et 2004. La station sur laquelle les taxons non déterminés sont les plus fréquents, est l'Isère 3 en 2002 et surtout en 2004.

## 6) SYNTHESE ET DISCUSSION

### 6.1) Caractéristiques biomorphologiques des bois morts

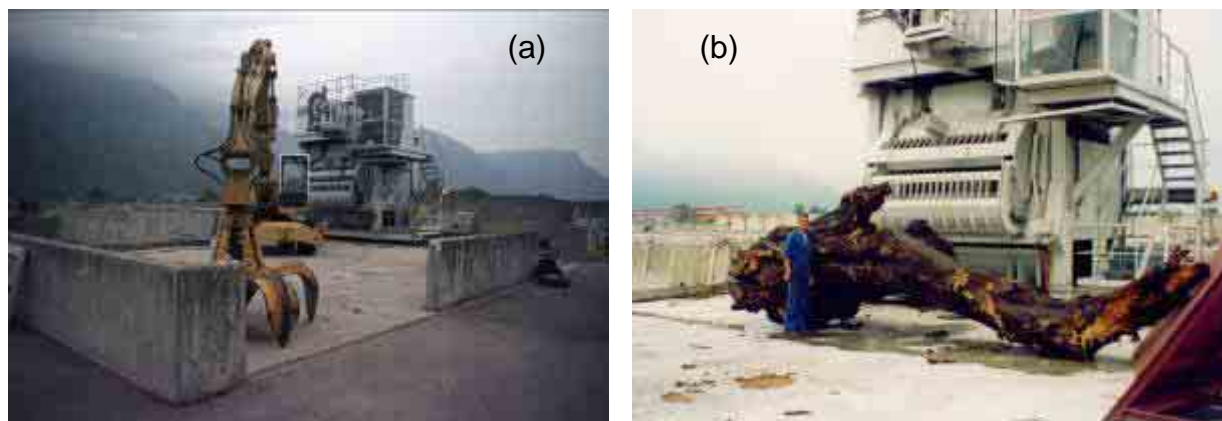
Les caractéristiques biomorphologiques des bois morts présents dans le secteur d'étude sont proches quelque soit la forme d'accumulation (embâcle ou tronc isolé). Toutefois, les résultats montrent que les caractéristiques bio-morphologiques des troncs extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève sont différentes (Figure 47).



**Figure 47 :** Résultats de l'analyse des correspondances multiples interclasse des caractéristiques biomorphologiques des troncs selon le site de

Quelques raisons peuvent expliquer ces différences :

- Au niveau du barrage, seuls les bois morts les plus « volumineux » sont extraits du barrage à l'aide d'une grue et stockés ensuite sur la plateforme. La longueur et le diamètre des bois morts analysés sont donc plus importants (Photographie 27).



**Photographie 27** : Matériel d'extraction utilisé au barrage de Saint-Égrève (a, B. Moulin), au premier plan on aperçoit la grue, en arrière plan le dégrilleur ; extraction « extrême » d'un monstre à l'aide de la grue (b, EDF). Il s'agit d'un peuplier.

- La majorité des bois morts sont coupés, au moins à une des extrémités, surtout en 2004. Or, sur l'Isère à l'amont de Grenoble, un entretien des digues est réalisé depuis janvier 2004. Des coupes ont lieu et, malgré les recommandations, nous avons observé que des individus tombent dans le chenal et sont transportés vers l'aval. Du fait de l'absence de site de dépôts favorables (la superficie des bancs est très faible sur ce tronçon), et d'une morphologie faiblement rugueuse (absence de système racinaire notamment), ces individus parcourent de longues distances et se retrouvent directement dans la retenue. On est donc en présence d'arbres matures et récents, caractérisés par de fortes longueurs et des diamètres importants, des feuilles et de l'écorce. Les essences sont plus « diversifiées », même si les salicacées sont toujours prépondérants.
- Au niveau de Saint-Egrève, les entrées amont ne sont plus significatives (peu de conifères). En revanche, on conserve la dichotomie bois dur / essence ripicole mise en évidence sur les différents formes d'accumulation présentes dans les chenaux.
- Les extractions de bois morts réalisées sur le barrage entre 2002 et 2004 n'ont pas de lien avec les événements de crue. En effet, lors des événements hydrologiques majeurs (supérieur à 550 m<sup>3</sup>/s), le barrage s'efface. Les bois morts

sont piégés dans le barrage soit à la fin de la crue (dès que le débit est inférieur à 500 m<sup>3</sup>/s), soit en période « hors crue ». Les quantités piégées sont faibles en 2002 (24 %) et 2003 (22 %), périodes au cours desquelles aucun événement de crue n'a eu lieu. Ces quantités augmentent en 2004 (54 % des bois morts piégés durant la période d'étude) suite, à la fois, à un événement de crue et aux effets de l'entretien réalisé sur l'Isère à proximité de Grenoble.

Le barrage de Saint-Égrève n'exerce aucun contrôle et n'a aucune incidence sur le transit des bois lors des crues. On peut considérer que, si le piégeage de l'ensemble des corps flottants lors des événements hydrologiques majeurs existait, il serait possible de retrouver au barrage de Saint-Égrève des bois dont les caractéristiques sont proches des bois morts présents dans le chenal de l'Isère et de ses affluents à l'amont de Grenoble (une complication supplémentaire peut provenir des bois morts produits par le bassin versant du Drac). Or ce n'est pas le cas, comme nous le verrons dans le chapitre 3 Partie III. Le barrage s'efface en crue, la rétention n'a lieu que sur les périodes hors crues ou en fin de crue. On ne retrouve donc que des apports en lien avec une dynamique de production dite « de proximité ». Les caractéristiques biomorphologiques des bois morts sont affectées par l'entretien réalisé sur le secteur amont, qui constitue le principal mécanisme de production en 2004. La fréquence des apports est liée aux variations de la ligne d'eau entre le Cheylas et Grenoble qui détermine la rugosité des chenaux.

## **6.2) Mécanismes de production**

Comme dans le cas des cours d'eau américains de taille comparable (Murphy et Kosky, 1989, Wallerstein et Thorne, 2004), l'érosion latérale des berges semble être le mécanisme principal de production des débris ligneux sur l'ensemble du secteur d'étude. Plus de 65 % des bois morts mesurés quelque soit l'année et quelque soit la forme d'accumulation (embâcles ou troncs isolés) présentent en effet un système racinaire. Les arbres produits sont majoritairement d'origine ripicole et caractérisés par des bois tendres, comme les salicacées ou encore les aulnes, spécifiques des milieux pionniers de plaine alluviale. Les quantités de bois mort

provenant des torrents sont négligeables par rapport aux quantités de bois mort d'origine ripicole.

D'autres mécanismes de production existent mais concernent principalement des taxons différents, les conifères. On observe que leur fréquence tend à diminuer vers l'aval en relation avec l'augmentation de la taille du bassin versant, du moins en relation avec l'augmentation de la distance au lieu de production et de croissance. En 2002, 25 % des conifères possèdent un système racinaire, 72 % des individus sont coupés à la base dont 94 % sont coupés aux deux extrémités ; 90 % des individus n'ont plus d'écorce, 72 % possèdent un tronc lacéré, 96 % des individus n'ont pas de branches. Dès lors, avec un diamètre moyen de 0,258 mètres, une longueur moyenne de 4,172 mètres, la majorité des conifères sont des fûts de scierie. Ils ont donc une origine anthropique, comme 15 % des salicacées, 7 % des aulnes issus eux certainement de l'entretien ou de coupes réalisées dans et sur les bordures du chenal. L'analyse qualitative des bois morts tend à souligner que seuls 25 % des conifères sont introduits par des agents naturels en 2002 (avalanche, glissement de terrain ...) caractéristiques des parties amont des bassins versants. En 2004, 28 % des conifères possèdent un système racinaire, 27 % ont été coupés mais 45 % ont leur extrémité basale cassée ; 73 % des conifères ont donc été introduits par des agents naturels.

Dans tous les cas, quelque soient l'année et leur origine géographique, ces individus provenant des parties hautes du bassin versant (tête de bassin, torrents affluents) sont fortement dégradés. Cette dégradation est en rapport, d'une part avec la nature des mécanismes de production et des modalités du transport dans un contexte torrentiel (forte pente, faible profondeur, nombreux blocs...) qui induisent une altération mécanique importante et provoque la fragmentation des fûts en pièces de plus petites dimensions (sur les bois morts dont les diamètres et les longueurs sont inférieurs respectivement à 0,125 mètres et 2,5 mètres, il est possible que la fréquence des conifères soit plus importante), d'autre part un temps de résidence plus long qui peut favoriser la désagrégation physico-chimique et/ou biologique du bois mort (Vannote *et al.*, 1980 ; Bilby et Ward, 1989, 1991).

### **6.3) Variation longitudinale des caractéristiques biomorphologiques des bois morts dans le réseau hydrographique de l'Isère à l'amont de Grenoble**

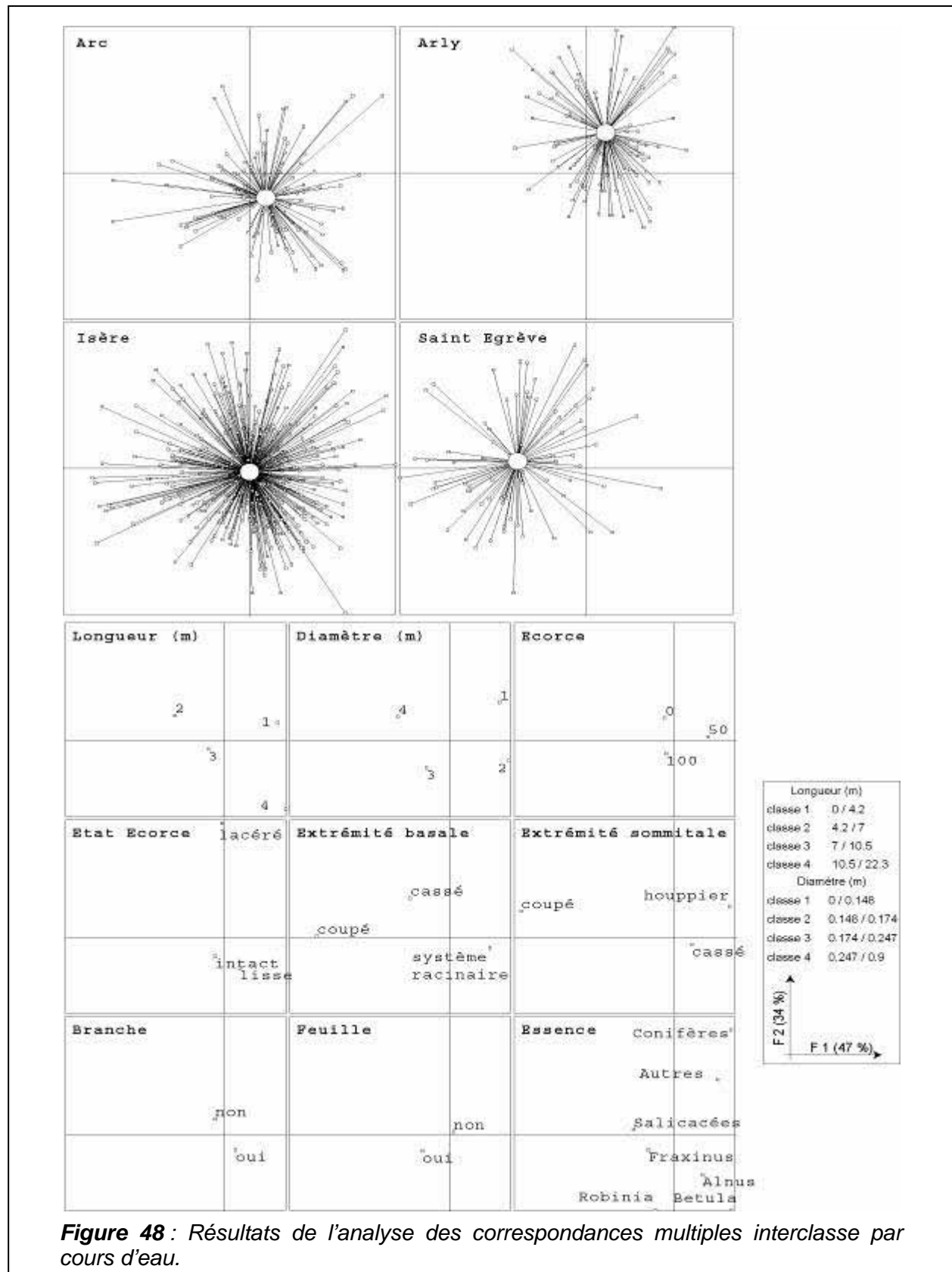
Deux paramètres géographiques interviennent et influencent les caractéristiques biomorphologiques des bois morts stockés dans les cours d'eau. D'une part, la position de la station de mesure le long du *continuum* longitudinal des cours d'eau, d'autre part l'origine géographique de la crue.

Selon la position de la station de mesure à l'intérieur du réseau hydrographique, les caractéristiques biomorphologiques des bois morts mesurés sont différentes (Figure 48). L'ensemble des cours d'eau de notre secteur d'étude produit du bois mort dont les caractéristiques biomorphologiques sont spécifiques de la ripisylve en place (dans le chapitre 2 de cette partie, nous démontrons que les taxons de bois morts stockés dans les chenaux de l'Isère sont « identiques » à ceux présents dans la ripisylve) et de l'importance des apports provenant de l'amont.

La distance de la station de mesure à la source de production amont détermine la diversité des caractéristiques biomorphologiques des bois morts stockés dans le chenal. Sur notre secteur d'étude, les stations de mesure situées à l'aval possèdent peu de bois morts provenant des versants, comme les conifères ou les bouleaux. La fréquence de ces taxons est plus importante sur les stations de mesure localisées à l'amont du réseau hydrographique. *A contrario*, la fréquence des essences ripicoles caractéristiques des milieux alluviaux pionniers se développant dans les parties basses des cours d'eau augmente en direction de l'aval. On peut penser que sur le Rhône à l'aval de la confluence avec l'Isère, la proportion des taxons ripicoles est plus importante et que la fréquence des taxons de bois durs, spécifiques des milieux alluviaux « stabilisés », sera elle aussi plus importante voire supérieure.

Si l'on place notre réflexion dans l'évolution théorique des styles fluviaux (Schumm, 1977), on peut envisager que les caractéristiques biomorphologiques des bois morts stockés dans les chenaux varient le long du *continuum* fluvial (Vannote *et al.*, 1980) selon la distance à la source de production. Plus cette distance est grande, plus les bois morts seront dégradés et plus la fréquence des taxons spécifiques des têtes de bassin ou des secteurs amont sera négligeable. Plus cette distance est

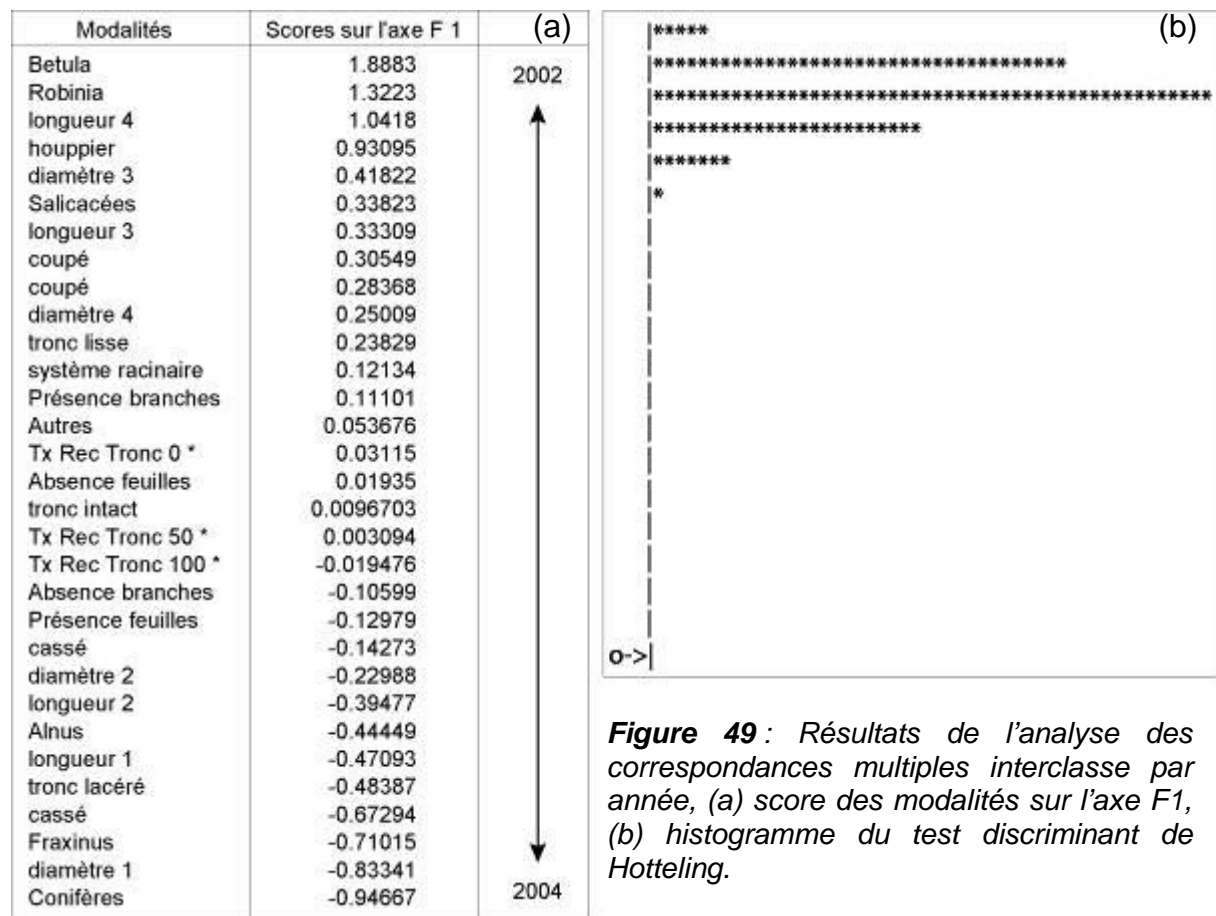
faible, plus les caractéristiques biomorphologiques des bois morts seront proches des caractéristiques biomorphologiques des arbres vivants composant la ripisylve en place sur le tronçon où ces accumulations de bois morts sont présentes.



**Figure 48 :** Résultats de l'analyse des correspondances multiples interclasse par cours d'eau.

Toutefois cette hypothèse ne peut être linéaire. En effet, les apports provenant des affluents induisent une complexification des caractéristiques biomorphologiques des bois morts stockés dans le chenal. Les apports de bois morts provenant des affluents augmentent ponctuellement la diversité des caractéristiques biomorphologiques des bois morts stockés dans le chenal.

Sur notre secteur d'étude, on observe que selon l'année, les caractéristiques biomorphologiques des bois morts stockés dans les chenaux des cours d'eau sont différentes (Figure 49).



**Figure 49 :** Résultats de l'analyse des correspondances multiples interclasse par année, (a) score des modalités sur l'axe F1, (b) histogramme du test discriminant de Hotelling.

En 2002, les bois morts stockés dans les chenaux possèdent des diamètres et des longueurs élevés quelque soit le type d'accumulation. De nombreux individus possèdent un houppier synonyme d'une entrée récente et d'une faible dégradation. La famille des salicacées est fortement représentée. Deux taxons, *Robinia* et *Betula* caractérisent l'année 2002. Les événements hydrologiques responsables de la production de bois mort avant 2002 se sont succédés sur l'Arc entre 2000 et 2001 et sur l'Isère en 2001. L'Arc contribue fortement à l'introduction de *Robinia* dans le chenal (Tableau 11) et ses affluents (comme le Bugéon mais aussi l'Arvan où le Glandon) alimentent l'Arc en bouleaux (Tableau 11).

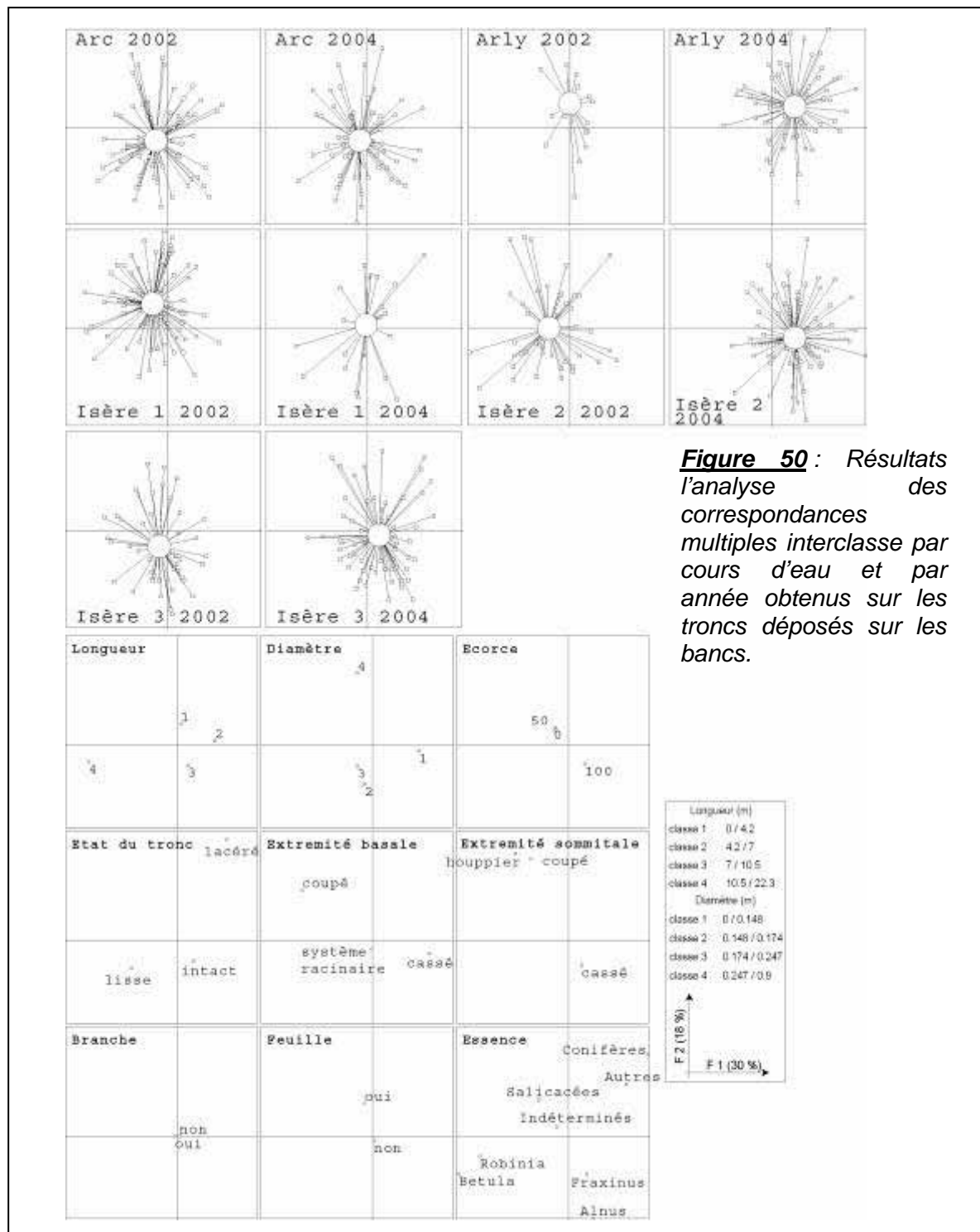


En 2004, les individus possèdent des dimensions plus faibles et sont plus dégradés (peu d'individus possèdent un houppier, les troncs sont lacérés et les individus, dont l'extrémité basale est cassée, sont plus fréquents). L'augmentation des bois morts provenant des conifères dans les chenaux des cours d'eau est spécifique à cette année. Cette augmentation est significative sur l'Arly qui, quelque soit l'année, contribue fortement à l'introduction de conifères dans le chenal.

Entre 2002 et 2004, la population de bois morts en transit stockés dans les cours d'eau est différente. Les changements des caractéristiques biomorphologiques des bois mort stockés dans le chenal des cours d'eau semblent déterminés, en partie par l'origine de la crue.

Sur l'ensemble des cours d'eau étudiés, la majorité des bois morts est produit par érosion de berge (plus de 65 % des bois mesurés dans le chenal possèdent un système racinaire) qui affecte essentiellement des taxons caractéristiques des milieux ripicoles (famille des salicacées, *Alnus*). Mais selon l'origine géographique de la crue, on observe que les caractéristiques biomorphologiques des bois morts présents dans le chenal évoluent, notamment celles des troncs déposés sur les bancs (Figure 50).

Plus l'on se situe à l'aval plus la diversité bio-morphologique (dimensions, morphologie et taxons) des bois morts tend à se complexifier, sans pour autant augmenter les rapports entre les différents groupes (les salicacées et l'érosion de berge restent dominants). C'est le cas de la station Isère 3 située à l'aval de la confluence de l'Arly et de l'Arc. Cette station, située sur un secteur où le piégeage est très important (Partie 1), semble enregistrer les événements selon qu'il proviennent de l'Arc (2002) ou de l'Arly (2004). En 2002, les caractéristiques biomorphologiques des bois morts de la station Isère 3 associent celles des bois morts produits sur l'Arc, alors qu'en 2004 elles semblent plus proches de l'Arly (Figure 50).



L'origine de la crue a une influence sur la longueur du linéaire affecté. Mais, sur notre secteur d'étude, l'influence de l'origine de la crue est en rapport avec la longueur du linéaire ripicole affecté, car plus de 60 % des bois morts mesurés proviennent de ces milieux. La faible représentation des conifères sur l'ensemble du secteur d'étude est significative d'une rupture dans les transferts le long du *continuum* fluvial. Leur fréquence diminue alors que celle des essences ripicoles augmente. Cette rupture est en rapport avec les phénomènes de fragmentation

évoqués précédemment, mais peut être une des conséquences de la forte densité des aménagements anthropiques (barrage, aménagement de berge, déconnexion des têtes de bassin...) présents sur les secteurs amont du bassin versant.

Même s'il existe des transferts depuis l'amont qui peuvent modifier ponctuellement la carte d'identité des bois morts en transit, il semble que la dynamique de production et de stockage a lieu essentiellement à l'échelle des tronçons ripicoles. L'intensité et la durée de la crue, durant laquelle un débit morphogène est actif, vont contrôler l'efficacité des mécanismes de production et les distances parcourues par les bois morts entrant dans le chenal et, par là même, la diversité des caractéristiques biomorphologiques des bois morts stockés dans le chenal à l'aval.

L'ensemble de ces mécanismes de production forme spatialement et temporellement un complexe de perturbations organisé en cascade (Nakamura *et al.*, 2000) qui ne délivre, ne stocke et ne remobilise pas seulement les débris ligneux à l'intérieur du système fluvial, mais le structure comme une succession de mosaïques de taches de perturbation. La géomorphologie du cours d'eau, à la fois dans sa forme et dans les processus qui l'affectent, favorise certains processus et en inhibe d'autres. La variation spatiale des processus géomorphologiques dominants est ainsi fondamentale (Martin et Benda, 2001). La localisation et les caractéristiques de débris ligneux produits sont fortement influencées par la taille du chenal, la morphologie de la vallée et les processus de production dominants (Bisson *et al.*, 1987).

Plusieurs exemples illustrent l'importance relative des processus locaux ou amont. L'analyse des pièces de bois déposées dans la rivière Asusa au Japon, cours d'eau en tresses de montagne drainant un bassin versant de 175 km<sup>2</sup>, montre que plus de 50% des fragments de bois proviennent du corridor alluvial (Piégay, 2003). Dans la partie amont du Rhône, les bois piégés par le barrage de Génissiat, entre février et novembre 1998, sont constitués à 44% d'espèces pionnières caractéristiques des marges de cours d'eau (saule et peuplier), 18% de feuillus, et 25% de conifères (Moulin et Piégay, 2004). Une grande partie des feuillus vient probablement des forêts riveraines locales alors que les conifères proviennent des versants plus en amont (Moulin, 1999). Les observations faites sur plusieurs cours d'eau de piedmont, l'Ain, la Loire, la Drôme et l'Eygues en France, ainsi que la

Willamette aux États-Unis, montrent encore que la plupart des débris déposés dans le chenal actif proviennent du corridor alluvial (Piégay, 2003). De même, sur la rivière Thompson en Australie (Gippel *et al.*, 1994), cours d'eau de plaine, ainsi que sur plusieurs cours d'eau de plaine côtière aux États-Unis comme les rivières Lumber et Roanoke en Caroline du Nord, les gros bois présents dans le cours d'eau ont pu être identifiés comme provenant de la population environnante d'arbres riverains (Piégay, 2003).

## **7) CONCLUSION**

A l'issue de ce chapitre, dédié à l'analyse des caractéristiques biomorphologiques des bois morts présents dans nos linéaires d'étude, une carte d'identité des bois morts en transit a été élaborée. Son analyse spatiale et temporelle montre que le principal mécanisme de production est l'érosion des berges qui affecte essentiellement des essences spécifiques des milieux ripicoles pionniers (salicacée et aulne). Plus de 55 % des bois morts stockés dans le chenal des cours d'eau sont des bois morts spécifiques des milieux ripicoles pionniers, quelque soit l'année et quelque soit le cours d'eau.

Les apports provenant des torrents sont négligeables (entre 8 et 20 % des bois mesurés selon l'année). L'augmentation de leur fréquence en 2004 est en rapport avec l'origine de la crue qui provient de l'Arly. Cette crue a modifié la carte d'identité des bois morts accumulés sous forme d'embâcles et de troncs isolés dans le chenal de l'Isère à l'aval de la confluence avec l'Arly. Les bois morts sont plus petits en 2004 et plus dégradés. La crue de l'Arly a certainement permis la mise en mouvement de bois morts déjà présents dans le chenal mais sans pour autant favoriser la production sur le linéaire de l'Isère même. Des apports ont eu lieu depuis l'amont et le transport dans ce contexte torrentiel peut expliquer la forte dégradation observée.



## **CHAPITRE 2**

# **ORIGINE DES BOIS MORTS STOCKES DANS LE CHENAL DES COURS D'EAU**



## **INTRODUCTION**

« *Dendron* » en langue grecque signifie l'arbre. Ce chapitre est dédié à l'arbre. Comment peut on utiliser le bois produit par les arbres afin de déterminer l'origine des bois mort stockés dans le chenal ? Trois méthodes ont été élaborées et testées. La première méthode est une comparaison des fréquences des essences présentes dans la ripisylve et des essences présentes dans le bois mort. Les deux méthodes suivantes reposent sur la capacité des arbres à servir de dendro-indicateur de leur milieu de croissance. La deuxième méthode utilise la dendrochronologie. Une analyse des cernes de croissance des arbres a été réalisée afin de caractériser certains secteurs à partir du patron dendrochronologique des arbres vivants et déterminer ainsi l'origine du bois mort. La troisième méthode est une étude dendrochimique, c'est-à-dire une analyse des concentrations en métaux lourds présents dans le bois produit par les arbres. Elle explore le rapport existant entre l'arbre et le sol.

Chaque méthode fait l'objet d'une partie de ce chapitre. Chacune des parties est introduite par une définition de l'outil utilisé puis expose les notions utiles pour comprendre la démarche. L'hypothèse de travail ainsi que la méthodologie sont ensuite décrites. Les résultats sont enfin présentés et discutés.





## **1) ETUDE COMPAREE DE LA RIPISYLVE ET DU BOIS MORT**

### **1.1) Méthodologie**

La collecte des données sur la ripisylve a été réalisée par C. Brasset au cours de l'année universitaire 2001-2002 : 5392 arbres ont été décrits. Les données ont été collectées sur 118 stations de mesures réparties le long de l'Isère entre Moutiers et Montmélian (Carte 10).

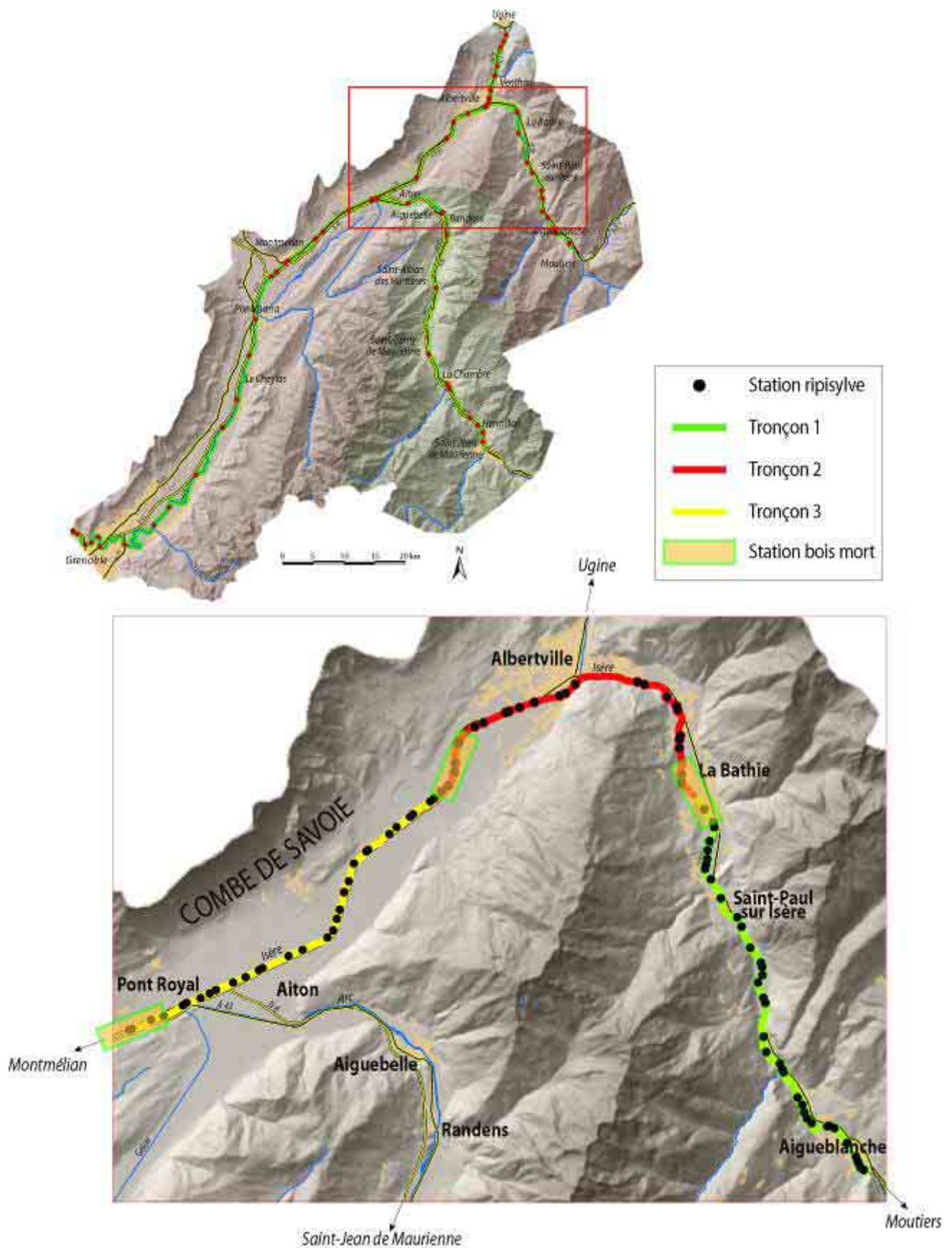
Il s'agit d'obtenir une image de la forêt alluviale à l'échelle du corridor alluvial, c'est-à-dire d'acquérir sur le réseau hydrographique principal des informations sur les espèces présentes et la position des individus par rapport au cours d'eau. Deux localisations ont été différenciées :

- le chenal qui regroupe les bancs et les îlots recouverts de sable et/ou de limon et l'interface avec la digue,
- la digue.

### **1.2) Hypothèse**

Le but est de déterminer l'espace potentiel de production ainsi que l'origine des bois morts stockés dans le chenal. Une étude comparée des fréquences des genres des bois morts stockés dans le chenal sous forme de tronc isolé et des genres des fûts composant la ripisylve a été réalisée.

L'échantillonnage du bois mort a été réalisé en 2002, 2003 et 2004 sur les tronçons d'étude définis précédemment. L'érosion de berge a été identifiée dans la **partie III Chapitre 1** comme mécanisme principal de production des bois morts. Nous avons testé l'hypothèse selon laquelle le bois mort présent dans le chenal est représentatif des genres composant la ripisylve situé à l'amont des stations de mesures. Trois stations de prélèvement et d'analyse du bois mort ont été étudiées sur l'Isère. Les données issues des prélèvements de la ripisylve ont donc été agrégées de manière à ce que, pour chaque station de mesures « bois mort », un tronçon ripicole corresponde ; 95 stations ripisylves ont été utilisées et trois tronçons ont été obtenus (Carte 10).



**Carte 10 :** Localisation des stations de mesures « ripisylve », des stations de mesure du bois mort et des tronçons « ripicoles ».

### **1.3) Résultats**

#### **1.3.1) Composition de la ripisylve**

L'étude de la composition de la ripisylve sur le tronçon d'étude montre que 60 % des individus sont caractéristiques des genres d'origine ripicole, dont 41 % appartiennent au genre des Salicacées (dont 20,5 % appartiennent au genre *Populus* et 20,5 % au genre *Salix*) et 19 % appartiennent au genre *Alnus*.

39,5 % des individus sont caractéristiques des genres des forêts de bois durs dont 17,5 % appartiennent au genre *Fraxinus*, 9,5 % au genre *Robinia*. 12,5 % appartiennent à des genres classés dans la catégorie « autres », c'est le cas des genre *Acer* (7 %), *Ulmus* (2,5 %), *Quercus* (1,5 %), *Prunus* (1 %), *Platanus*, *Juglands*, *Corylus*, *Castagnea*, *Tilia*.

Moins de 1 % des individus caractéristiques des bois issus des têtes de bassins ont été mesurés. Il s'agit de bois appartenant au genre *Betula*. Aucun conifère n'a été identifié.

La localisation des genres composant la ripisylve est différente selon que l'on se trouve dans le chenal ou sur la digue : 67,5 % des individus caractéristiques des genres d'origines ripicoles se trouvent dans le chenal, dont 74 % des individus de la famille des Salicacées (82,5 % des individus appartenant au genre *Populus* et 62 % des individus appartenant au genre *Salix*) et 58 % des individus du genre *Alnus*.

51 % des individus caractéristiques des genres des forêts de bois durs se trouvent dans le chenal, dont 86 % des individus du genre *Robinia*. Seuls 43 % des individus du genre *Fraxinus* se trouvent dans le chenal.

La répartition des genres des bois composant la ripisylve varie selon le tronçon. Sur le tronçon 1, les genres dominants appartiennent à la famille des Salicacées (56 % dont 32 % de *Populus* et 24 % de *Salix*), *Fraxinus* (12,5 %) puis *Alnus* (12 %) et *Robinia* (11 %). Sur le tronçon 2, les genres dominants sont *Fraxinus* (27,5 %), puis la famille des Salicacées (27 % dont 10 % de *Populus* et 17 % de *Salix*), *Alnus* (21,5 %), *Robinia* (8 %). La rubrique « Autres » représente 15 %. Enfin, sur le Tronçon 3, les genres dominants sont *Alnus* (32,5 %), la famille des Salicacées (21 % dont 5 %

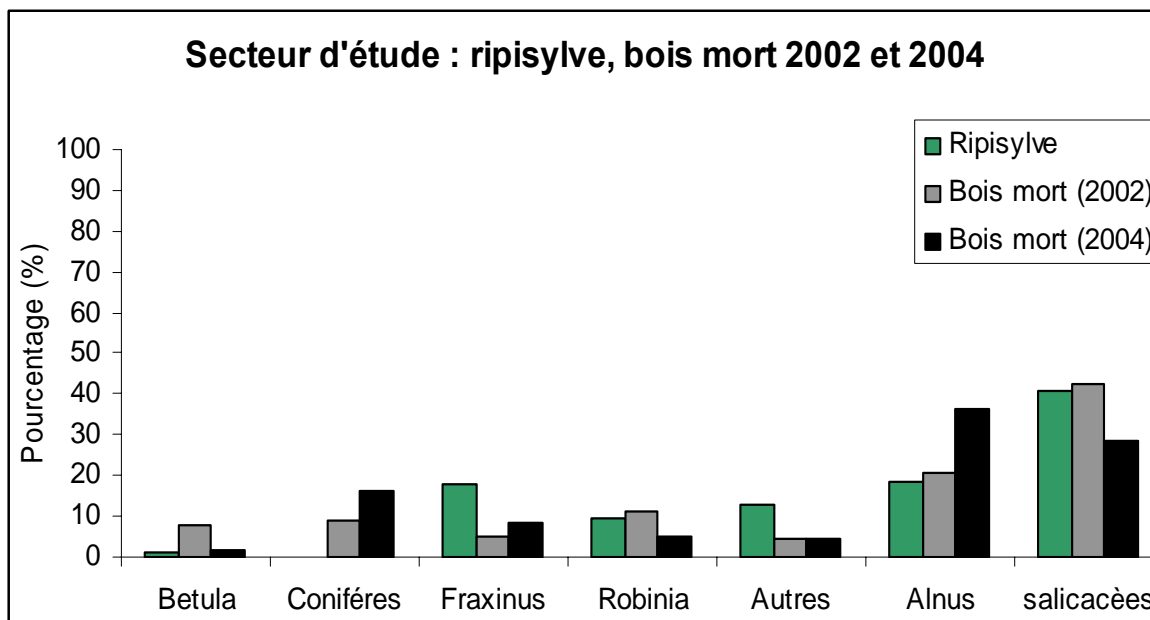
de *Populus* et 16 % de *Salix*), *Fraxinus* (18 %), *Robinia* (6 %). La rubrique « Autres » représente 21 %.

Ces différences entre les tronçons peuvent s'expliquer par le lieu de prélèvement. Dans le tronçon 1, 71,5 % des arbres mesurés se situent dans le chenal, contre 44 % pour le tronçon 2 et 53 % dans le tronçon 3. Le tronçon 1 étant un tronçon court-circuité, l'accès à la végétation présente dans le chenal est aisé, ce qui n'est pas le cas dans les tronçons 2 et 3 où l'accès aux unités végétalisées situées dans le chenal nécessite l'usage et la maîtrise du kayak.

L'entretien peut être aussi une explication de ces différences. Le tronçon 2 est entretenu, l'arasement de la végétation dans le chenal est réalisé tous les trois ans. Cette pratique peut être une explication de la réduction des salicacées caractéristiques des milieux pionniers sur les tronçons 2 et 3.

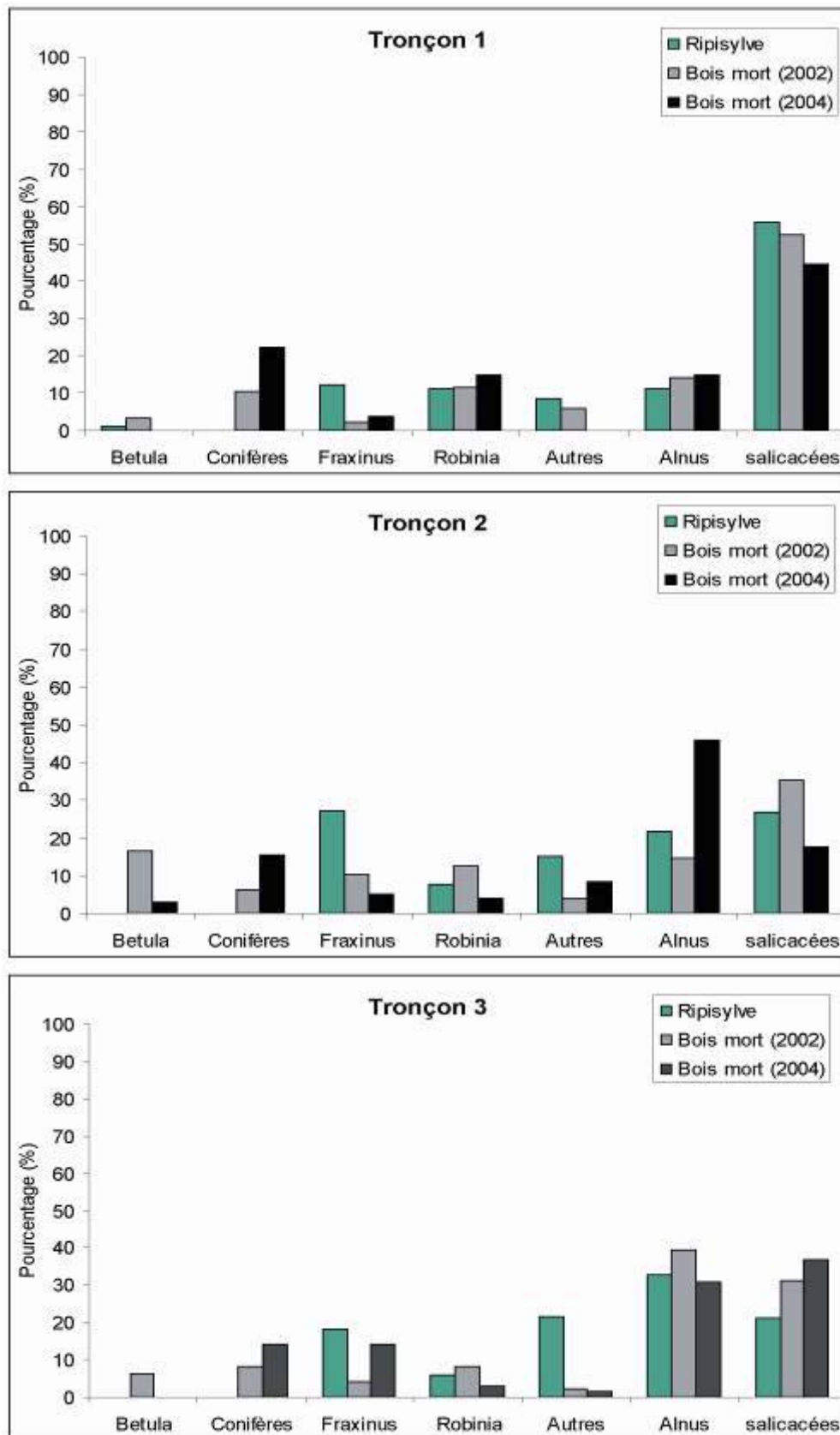
### 1.3.2) Comparaison des taxons du bois mort et de la ripisylve

A l'échelle du secteur d'étude, il existe une relation, quelle que soit l'année (Figure 51), entre les taxons observés dans le bois mort et ceux composant la ripisylve (2002, Chi 2 = 26,2,  $p < 0,0001$  ; 2004, Chi2 = 32,650,  $p < 0,0001$ ).



**Figure 51 :** Fréquence comparée entre les taxons des bois morts stockés dans le chenal en 2002 et 2004 et les taxons de la ripisylve à l'échelle du secteur d'étude.

Les résultats de l'étude comparée des fréquences des taxons du bois mort et de la ripisylve par tronçon soulignent une certaine variabilité géographique (Figure 52) :



**Figure 52 :** Fréquence comparée par tronçons entre les taxons des bois morts stockés dans le chenal en 2002 et 2004 et les taxons de la ripisylve.

Tronçon 1 (2002, Chi 2 = 19,290,  $p < 0,0001$  ; 2004, Chi2 = 38,671,  $p < 0,0001$ ) :

- les taxons dominants (Salicacées et *Alnus*) sont les mêmes dans le bois mort et la ripisylve quelle que soit l'année.
- les fréquences dans le bois mort et la ripisylve pour les taxons *Alnus*, Salicacées et *Robinia* sont très proches. La fréquence des individus des taxons *Alnus*, Salicacées et *Robinia* présents dans le chenal est respectivement de 58 %, 75 %, 88 %.
- Le taxon *Fraxinus*, s'il est bien présent dans la ripisylve (13 %) ne représente que moins de 4 % des individus en 2002 et en 2004. La fréquence des individus du taxon *Fraxinus* présents dans le chenal est de 40 %.
- Les conifères représentent respectivement en 2002 et 2004, 10,5 % et 22 % des bois morts stockés dans le chenal. Ils sont absents de la ripisylve.

Tronçon 2 (2002, Chi 2 = 40,336,  $p < 0,0001$  ; 2004, Chi2 = 47,856,  $p < 0,0001$ ) :

- Le taxon *Fraxinus*, s'il est bien présent dans la ripisylve (27,5 %), ne représente que 10,5 % en 2002 et 5 % en 2004 des individus du bois mort. 38 % des individus du taxon *Fraxinus* mesurés sont dans le chenal, 62 % sur la digue.
- Les fréquences des taxons Salicacées et *Alnus* dans la ripisylve et le bois mort sont très proches en 2002. En 2004, on observe une diminution des Salicacées dans le bois mort, sans doute en rapport avec l'entretien et une forte augmentation (trois fois plus) du genre *Alnus* pour laquelle nous n'avons pas d'explication. Quelle que soit l'année la fréquence des taxons *Alnus* et Salicacées est dominante dans le bois mort.
- Les conifères et le taxon *Betula* représentent respectivement en 2002 et 2004, 23 % et 19 % des bois morts stockés dans le chenal. Ils sont absents de la ripisylve.

Tronçon 3 (2002, Chi 2 = 41,485,  $p < 0,0001$  ; 2004, Chi2 = 36,421,  $p < 0,0001$ ) :

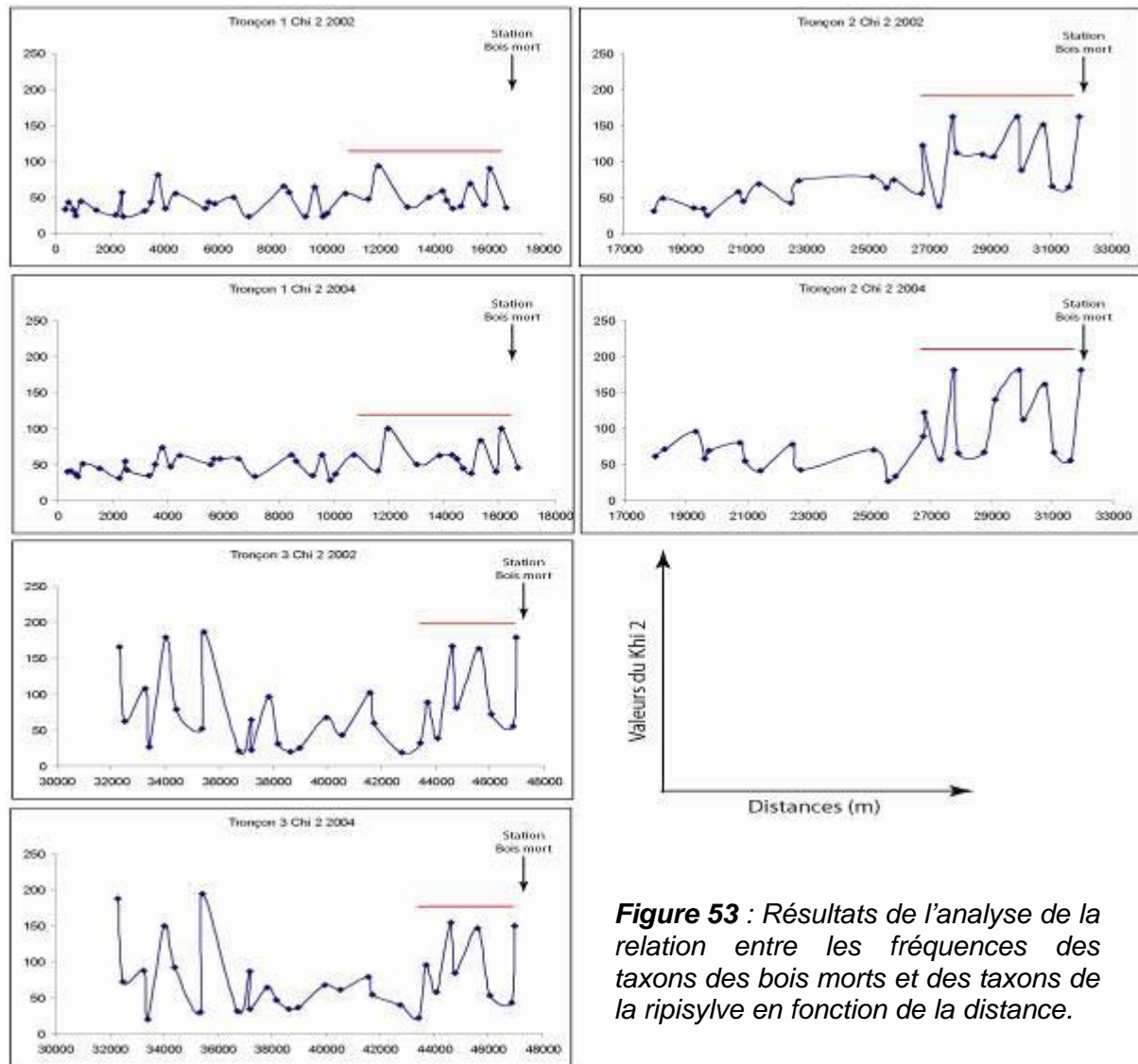
- Les deux taxons dominants sont les mêmes dans le bois mort et dans la ripisylve : *Alnus* et les Salicacées. Leurs fréquences sont proches en 2002 et en 2004. Toutefois la fréquence des Salicacées est plus importante dans le bois mort que dans la ripisylve. Sur ce tronçon, les apports de l'Arc (test du chi2 PartIIChap1) qui « produit » beaucoup de Salicacées peut être une explication de cette « surreprésentation » relative des Salicacées dans le bois mort.
- Les fréquences des individus *Fraxinus* dans le bois mort et dans la ripisylve sont très proches en 2004, respectivement, 14 % et 18 %.
- La fréquence de la rubrique « autre » est élevée dans la ripisylve (21 %) mais elle très faible dans le bois mort quelle que soit l'année (2 % en 2002, 1,5 % en 2004). Seuls 23 % des arbres mesurés dans la ripisylve se trouve dans le chenal.
- Les conifères et le taxon *Betula* représentent respectivement en 2002 et 2004, 14,5 % et 14 % des bois morts stockés dans le chenal. Ils sont absents de la ripisylve.

#### **1.4) Discussion**

Les fréquences observées dans le bois mort sont représentatives des fréquences observées dans la ripisylve. Ce résultat souligne l'origine locale des dépôts de bois mort observés dans le chenal.

Un test du chi 2 a été réalisé pour chaque tronçon. Nous avons cartographié la valeur du Chi 2 de chaque station ripicole, en fonction de sa distance à la station de mesure des bois morts (Figure 53). Les résultats montrent que plus la distance entre la station « ripisylve » et la station « bois mort » augmente, plus les valeurs du Chi 2 tendent à diminuer hormis sur le tronçon 3. Les genres des bois morts sont ainsi proches des genres constituant la ripisylve à proximité du point de mesure.





**Figure 53 :** Résultats de l'analyse de la relation entre les fréquences des taxons des bois morts et des taxons de la ripisylve en fonction de la distance.

Des différences existent en terme de fréquence des taxons entre la ripisylve et le bois mort. Certains taxons présents dans la ripisylve comme *Acer* ou *Ulmus* par exemple, ne sont pas ou peu représentés dans les individus bois morts prélevés. La localisation de ces taxons dans l'espace intra-digue peut être une explication de leur faible représentation dans le bois mort. En effet, *Acer* et *Ulmus*, sont présents en forte proportion principalement sur la digue (70 % pour *Acer*, 71 % pour *Ulmus*). Dans le cas de l'Isère, le recrutement latéral du bois mort est limité à l'espace intra-digue. On ne peut appliquer les zones tampons pour expliquer la diversité et la variabilité des essences présentes dans le chenal comme l'on fait Murphy et Koski (1989), McDade *et al.*, (1990), Fox (2003) par exemple. Sur l'Isère, c'est la probabilité qu'a une surface à être érodée, probabilité plus forte pour les bancs et les îles que pour les digues, qui va déterminer la nature des taxons recrutés.

Les arbres situés sur la digue ne sont sans doute pas soumis aux mêmes mécanismes de production que les arbres présents dans le chenal. Une érosion de berge sur des digues constituées d'enrochement est beaucoup moins fréquente. Il est possible que ce ne soit pas des arbres entiers qui soient recrutés mais qu'il s'agisse plus d'un « nettoyage » des branches et débris présents sur le sol de la digue. Cette hypothèse a été validée par Webb et Erskine (2003) qui montrent qu'en fonction de la zone de croissance de l'arbre (chenal ou terrasse), les processus de recrutement diffèrent et influencent la représentativité de chaque essence (dans leur cas, *Tristaniopsis laurina* dans le chenal qui entre par érosion de berge et différents types d'Eucalyptus présents sur les terrasses et entrant suite à des tempêtes) dans le volume de bois mort stocké dans le chenal.

Les conifères ne sont pas présents dans la ripisylve alors qu'ils sont bien représentés dans les stations bois morts. Ils proviennent donc exclusivement des parties hautes des bassins et ne représentent que 10 à 20 % des bois morts stockés dans le chenal.



## **2) DENDROCHRONOLOGIE**

### **2.1) Rappel théorique et bibliographique**

#### **2.1.1) Définition**

La dendrochronologie est une méthode basée sur l'observation et l'étude des couches concentriques annuelles (cernes) qui apparaissent sur la section transversale des troncs d'arbres au fur et mesure de leur croissance.

Si, à l'origine, cette technique n'était employée que comme un moyen de datation en archéologique, son application à la climatologie, à l'écologie, à la géomorphologie, à l'hydrologie et aux sciences de l'environnement a permis le développement d'approches méthodologiques fructueuses (Shroder et Butler, 1987 ; Schweingruber, 1988, 1996).

#### **2.1.2) Eléments sur la formation des cernes annuels**

La formation des cernes annuels est assurée par l'assise génératrice cambiale (AGC). Cette couche continue de cellules jeunes, capables de s'accroître et de se diviser, contrôle la formation des cernes annuels. La division des cellules fonctionne essentiellement vers l'intérieur et radialement dans le sens inverse de l'accroissement apparent du tronc. Si son activité est importante, la circonférence de la tige augmente rapidement. L'assise génératrice cambiale donne naissance à des couches successives d'un tissu nommé méristème, qui est en évolution constante et en différenciation active. Ce méristème donnera l'ensemble des tissus de formation secondaire qui formeront la couche d'accroissement ou cerne annuel.

Dans les régions soumises à des climats qui imposent à la végétation une période d'activité et une période de repos au cours d'une même année, les arbres élaborent chaque année, au niveau de leurs racines, tronc et rameaux, un anneau de croissance appelé cerne annuel. Le fonctionnement de l'assise génératrice cambiale, au cours d'une année, se matérialise par une couche d'accroissement, présentant des différences plus ou moins marquées entre les éléments constituant la zone initiale (bois de printemps), qui se forme au début de la période végétative et la zone

finale (bois d'été), qui se forme à la fin de cette période. Le fonctionnement de l'assise génératrice cambiale s'interrompt pendant l'hiver. Par conséquent, chaque cerne correspond à une période végétative comprise à l'intérieur d'une année.

On peut, grâce à cette différenciation, compter le nombre de cernes annuels de la tige (déterminer ainsi son âge) et mesurer les largeurs d'accroissement, qui caractérisent l'activité de l'assise génératrice cambiale au cours des années. L'épaisseur d'un cerne résulte de l'action d'un ensemble de facteurs parmi lesquels entrent en jeu des facteurs abiotiques dont certains demeurent constants pendant toute la vie de l'arbre (sol, altitude, exposition, topographie) tandis que d'autres varient au sein d'une même année et d'une année à l'autre (climat), et des facteurs biotiques variables au cours de la vie de l'arbre (âge, concurrence inter-individuelle et inter-spécifique, attaque de ravageurs, interventions humaines).

La largeur des cernes est spécifique à chaque espèce (facteur intrinsèque). De plus, elle est liée aux conditions stationnelles de croissance de l'arbre qu'elle reflète fidèlement (facteur extrinsèque). La largeur des cernes varie donc considérablement, non seulement d'une espèce à l'autre, mais à l'intérieur d'une même espèce, en fonction des conditions de station et, à l'intérieur d'une tige, en fonction de l'année (Venet, 1986). En milieu fluvial, l'un des facteurs limitant la croissance des arbres est la quantité d'eau dont il dispose. La taille des cernes est ainsi étroitement liée à la dynamique du cours d'eau et de sa nappe d'accompagnement.

### 2.1.3) Application de la dendrochronologie sur les hydrosystèmes fluviaux

Comme nous venons de le voir, les arbres sont des organismes vivants qui réagissent aux changements et aux fluctuations de leur environnement. L'arbre constitue donc une archive naturelle des événements qui ont marqué la dynamique de l'environnement dans lequel il se développe.

Trois approches caractérisent l'application de la dendrochronologie à l'étude des hydrosystèmes. La première consiste à établir une relation quantitative entre la croissance des arbres sur un bassin versant et les précipitations (Helley et Lamarche, 1973 ; Stockton et Boggess, 1980 ; Cook et Kairiukstis, 1990). Toutefois, cette approche est difficilement applicable dans nos régions où le stress hydrique

n'est pas le seul facteur limitant. La deuxième approche met à profit l'effet direct de la nappe d'eau sur la croissance des arbres (Stockton et Fritts, 1973 ; Yanosky, 1982 ; Astrade et Begin, 1997, Yanosky 1997). La saturation en eau du sol riverain peut retarder la levée de dormance au printemps ou ralentir la croissance une fois qu'elle a démarré. Le synchronisme des réactions des arbres, qui s'expriment par des cernes étroits ou des anomalies de porosité ou de densité du bois, avec la chronologie des niveaux d'eau enregistrés permet la calibration dendrochronologique. La troisième approche exploite les réactions des arbres à des processus géomorphologiques riverains (Schroder, 1978 ; Braam, 1987 ; Gottesfeld, 1990 ; Astrade *et al.*, 1998). Les réactions des arbres étudiés sont nombreuses. Dans une étude sur les débâcles, Payette (1980) puis Bégin et Payette (1988) ont utilisé la hauteur maximale des marques d'abrasion sur les arbres et les laisses persistantes pour définir l'amplitude atteinte par les hautes eaux. Les dommages mécaniques infligés aux arbres provoquent l'abrasion du cambium secondaire des tiges qui produit alors une cicatrisation par l'ajout de cernes annuels dans la zone épargnée du tronc en marge de la blessure. Le dénombrement des cernes dans ce bois ajouté après la perturbation permet la datation des événements. Cette technique a été employée par Sigafoos (1964) sur les rives du Potomac (Etats-Unis), par Payette (1980) en Ungava (Québec), par Bayard et Schweingruber (1991) en Suisse. La durée de l'immersion des arbres, parce qu'elle modifie les échanges au niveau de la rhyzosphère et génère des cernes étroits particuliers selon les espèces (augmentation de la porosité chez les espèces à zones poreuses comme *Quercus*, *Fraxinus*, *Ulmus* (Yanosky, 1983 ; Astrade et Begin, 1997) ou augmentation de la densité du bois chez les gymnospermes), est aussi une réaction que l'on peut exploiter en dendrochronologie.

Les arbres doivent être considérés comme une source importante d'informations. L'étude de leur morphologie (cicatrices, bois de réaction...) et de leur croissance sont autant d'indicateurs pouvant nous renseigner sur les processus géomorphologiques (crue, sédimentation, érosion...) ayant cours dans les milieux fluviaux. Dans tous les cas, une analyse dendrogéomorphologique n'est pertinente que lorsqu'elle s'appuie sur une connaissance approfondie des processus produisant des stress chez les arbres témoins (Hupp, 1988).

La dendrochronologie est utilisée pour étudier les processus d'incision ou d'exhaussement des cours d'eau. C'est l'un des champs de recherche qu'aborde

l'équipe fluviale de l'UMR 5600 (Dufour et Piégay, 2005). Seules quelques études ont essayé, ces dernières années, de montrer la possibilité de dater et connaître l'évolution du processus (Hupp, 1992, 1999 ; Hernandez-Buendia, 2001).

Dans le contexte spécifique du bois mort des cours d'eau, peu d'études utilisant la dendrochronologie ont été réalisées. En France, sur l'Ain, Piégay *et al.*, (1998) utilisent cette méthode afin de déterminer l'âge de la mort des peupliers noirs déposés dans la concavité du méandre de Mollon. Une estimation de la vitesse du recul annuel de la berge a ainsi pu être calculée. Elle est de 8 à 20 mètres selon les parcelles. Guyette et Cole (1999) ont utilisé les méthodes de dendrochronologie afin d'étudier le temps de résidence du bois mort (CWD) sur une zone littorale du lac Swan (Ontario, États-Unis). Ils démontrent, à travers l'étude d'une espèce de conifère (*Pinus Strobus*) que l'augmentation des entrées de bois mort est un des effets de l'exploitation forestière au cours du XIX<sup>e</sup> siècle et d'une perturbation climatique aux alentours de 1500. Aucune entrée n'a eu lieu dans le lac au cours des cent dernières années.

Hyatt et Naiman (2001) ont étudié le temps de résidence du bois mort dans la rivière Queets (Whashington, Etats-Unis) à l'échelle du bassin versant (1157 km<sup>2</sup>). Sur cette rivière en tresses, dont la largeur moyenne est de 165 mètres (elle varie entre 51 et 398 mètres selon les secteurs), ils ont comparé l'âge et la composition des essences de la ripisylve avec celles des bois morts stockés dans le chenal le long de vingt cinq transects séparés d'un kilomètre. La comparaison, par « crossdating », des chronologies élaborées à partir du bois mort, avec les chronologies élaborées sur les bois vivants pour une même essence, a permis de déterminer l'année de la mort des bois stockés dans le chenal. Dans le cas où les mesures ne permettaient pas d'établir correctement l'année de la mort, des mesures au <sup>14</sup>C ont été effectuées. Seul l'âge de la mort des conifères a pu être établi, les essences feuillues ont été considérées comme indatables (faux cernes ou lecture impossible notamment pour l'aulne rouge et le peuplier noir). Les résultats montrent que la durée de vie des bois morts dans la Queets river est en moyenne de 20 ans. Tout le bois aura disparu dans un délai de 50 ans. De plus, ils montrent que les feuillus ont un temps de résidence plus faible que les conifères.

Plus récemment, S. Powell (2005) a utilisé les méthodes de dendrochronologie afin d'identifier si le recrutement du bois mort est chronique ou

épisodique. Trois essences ont été utilisées : *Pinus Latifolia*, *Picea Glauca*, *Picea Mariana*. En fonction de l'essence, entre 15 et 30 arbres sur pied ont été utilisés afin de réaliser une chronologie de la dynamique de croissance cohérente sur dix sites différents le long d'un chenal d'une largeur maximale de trois mètres. Le logiciel de dendrochronologie *Cofecha* a ensuite été utilisé afin de déterminer, par « crossdating », pour chaque pièce de bois mort stocké dans le chenal, l'année de la mort. Les résultats ont montré que l'augmentation de bois mort dans le chenal est en rapport avec un feu datant de 1890, après lequel une recolonisation par la végétation a eu lieu. Si, au commencement, la croissance radiale des arbres a été rapide, elle s'est ensuite ralentie une quarantaine d'année après, période pendant laquelle la mortalité des arbres a augmenté durant environ dix ans, en réponse au développement de la canopée et à l'accentuation de la compétition entre les individus.

## **2.2) Hypothèse**

Les arbres de la ripisylve enregistrent les perturbations à partir d'un certain seuil d'intensité, de durée ou de récurrence. Tout évènement perturbant (crue, sécheresse, hivers longs, feu,...) laisse une trace dans la morphologie ligneuse de l'individu qui une fois repérée peuvent être utilisés comme marqueurs des perturbations de leur milieu de croissance. En étudiant la largeur des cernes annuels de croissance d'une espèce donnée, l'hypothèse suivante a été formulée afin d'identifier l'origine géographique du bois mort : les arbres d'une essence et d'une station peuvent avoir les mêmes largeurs de cernes annuels, caractéristiques du milieu de leur croissance d'une période de temps donnée. Il est alors possible de calculer une « signature » spécifique pour cette station ou ce secteur. Cette « signature » est un indicateur spatial du milieu de croissance qui peut être utilisé ensuite afin d'identifier la provenance des bois morts transitant dans les cours d'eau et stockés à l'aval.

La détermination de l'origine des bois a déjà été utilisée avec succès en dendrochronologie (Bonde, 1992 ; Jansma, 1992 ; Zunde, 1999 ; Groves, 2000 ; Bridge, 2000 ; Wazny, 2002). Toutefois, ces études se sont appuyées sur l'existence de longues chronologies de référence d'une centaine d'années dans le cas du chêne. Elles sont utilisées afin de dater la construction du bâti ancien et de



déterminer ensuite l'origine des bois à l'échelle nationale ou internationale parfois. Les résultats ont permis de mettre en évidence l'existence de réseaux commerciaux vastes pour certaines époques (Bonde 1992). Dans notre approche, à l'échelle d'un bassin versant, il n'existe pas de chronologie de croissance des arbres. L'âge des arbres, souvent jeune et différent selon les secteurs, constitue un problème particulier.

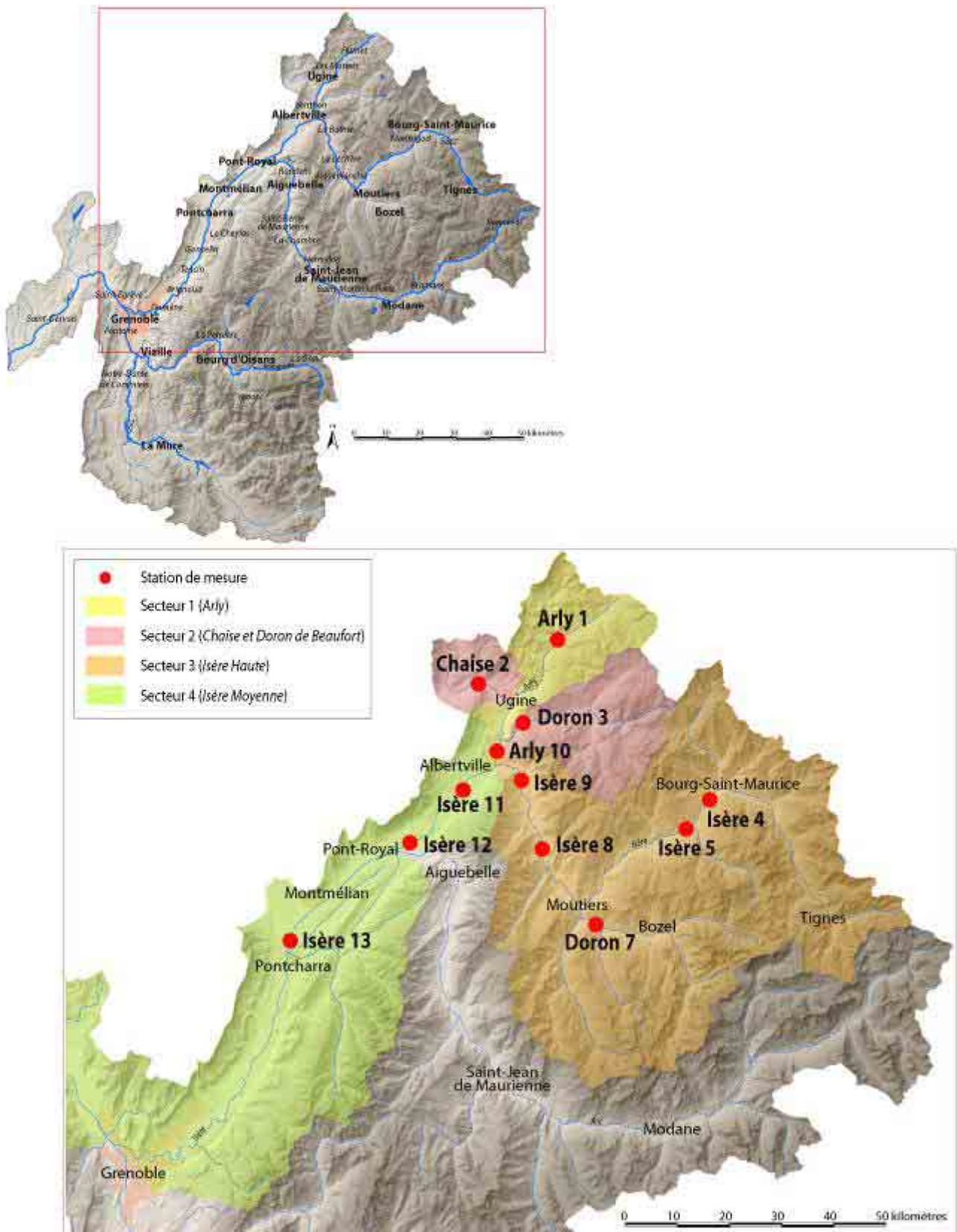
## **2.3) Méthodologie**

### **2.3.1) Stratégie mise en place pour les relevés de terrain**

Ce travail a été réalisé au mois de mai 2002. les principaux résultats sont issus d'un travail pour l'obtention du Diplôme d'Études Approfondies (Alexandrova E., 2003). Les échantillons ont été prélevés sur deux essences : Aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) et Aulne blanc (*Alnus incana*). Ce sont des essences pionnières et hydrophiles de la ripisylve, présentes sur toutes les berges du secteur d'étude. Toutefois, il a été difficile de trouver ces deux essences, d'une part sur l'Arly à l'aval d'Ugine où le développement de la ripisylve est limité par l'endiguement consécutif à l'aménagement de la nationale en direction d'Albertville. Sur ce tronçon, l'Aulne blanc et l'Aulne glutineux sont peu présents. D'autre part, ces essences sont rares sur l'Isère, entre Albertville et la confluence avec l'Arc. L'entretien régulier du tronçon ne permet pas le développement d'une végétation mature. Seuls de jeunes arbres pionniers sont présents.

Seules les parties du «haut» du bassin versant de l'Isère à l'amont d'Albertville ont été étudiées : l'Arly, le Doron de Beaufort, la Chaise, le Doron de Bozel, l'Isère de Val d'Isère à Pontcharra. S'agissant d'un test, nous avons privilégié quelques stations au détriment de l'ensemble du bassin de l'Isère. En outre, nous avons retenu cette partie du bassin versant car elle était plus pertinente pour l'analyse chimique (point suivant ce chapitre). À des fins de comparaison, il est ainsi plus cohérent de ne travailler que sur ce secteur.

Les mesures ont été réalisées sur 12 stations dans l'espace intra-digue, digue comprise (Carte 11). Entre cinq et six prélèvements ont été effectués sur chaque station, soit au total soixante-deux carottes.



**Carte 11 :** Localisation des stations de mesures utilisées pour l'approche dendrochronologique.

### 2.3.2) Prélèvements et préparation des échantillons

Chaque prélèvement a été réalisé à l'aide d'une tarière à bois, appelée sonde de Pressler, d'un diamètre intérieur d'environ 5 mm. Pour chaque arbre, une carotte à hauteur de taille (environ 1,3 m) a été prélevée perpendiculairement à l'axe de croissance du tronc et le diamètre du tronc a été mesuré.

Les échantillons récoltés ont été ensuite poncés à l'aide d'un papier abrasif (la taille de grains varie de 200 µm (dégrossissement) à 600 µm (lustrage) selon un plan perpendiculaire au fil du bois afin d'observer correctement les limites des cernes annuels. La délimitation précise des limites des cernes annuels a été effectuée à l'aide d'une loupe binoculaire possédant un grossissement \*40. La détermination de l'âge d'un échantillon s'est faite du *liber* vers le *duramen*. Comme les prélèvements ont été réalisés au mois de mai, le cerne de 2002 n'est pas complet. Il n'a pas été pris en compte.

Les mesures de largeur de cernes annuels ont été réalisées à l'aide d'une loupe binoculaire monté sur un micromètre électronique de type Henson et relié à un ordinateur (système Velmex). Cet outil possède une précision de 0,01mm.

### 2.3.3) Mesure de l'indice de croissance des individus (I.C.)

#### *2.3.3.1) Indice de croissance*

Afin de déterminer la « signature » de chaque individu puis de chaque station, nous avons utilisé un indice de croissance. En effet, l'arbre, en vieillissant, perd sa vigueur, élaborant des cernes de plus en plus fins (Fritts, 1976). Cet **effet « âge »** rend impossible toute analyse directe de l'influence des facteurs environnementaux sur la croissance de cernes d'âge différent mais élaborés la même année (Fort, 1999). L'utilisation d'indices de croissance permet de faire abstraction d'un tel effet âge. La formule utilisée pour notre test est la suivante (Fort, 1999) :

$$\text{Indice de croissance} = \logarithme*((\text{Largeur de cerne de l'année } n) / (\text{Largeur de cerne de l'année } n-1))$$

### 2.3.3.2) *Principes*

Dans un premier temps, nous avons calculé, à partir des mesures de la largeur des cernes, l'indice de croissance (Ic) de chaque individu. Des chronologies individuelles ont ainsi été élaborées.

Dans un deuxième temps, nous avons calculé, à partir des indices de croissances de chaque individu, un indice de croissance moyen pour chaque station de mesure. Pour que la comparaison entre les stations soit pertinente, une période commune à tous les individus a été retenue. Elle correspond aux sept dernières années, de 1995 à 2001. Leur étude a permis de regrouper les stations en quatre secteurs et de déterminer, d'une part l'existence d'une signature spécifique à chaque secteur, d'autre part les années-clés caractéristiques de chaque secteur.

## 2.4) Résultats

### 2.4.1) Relation âge-diamètre

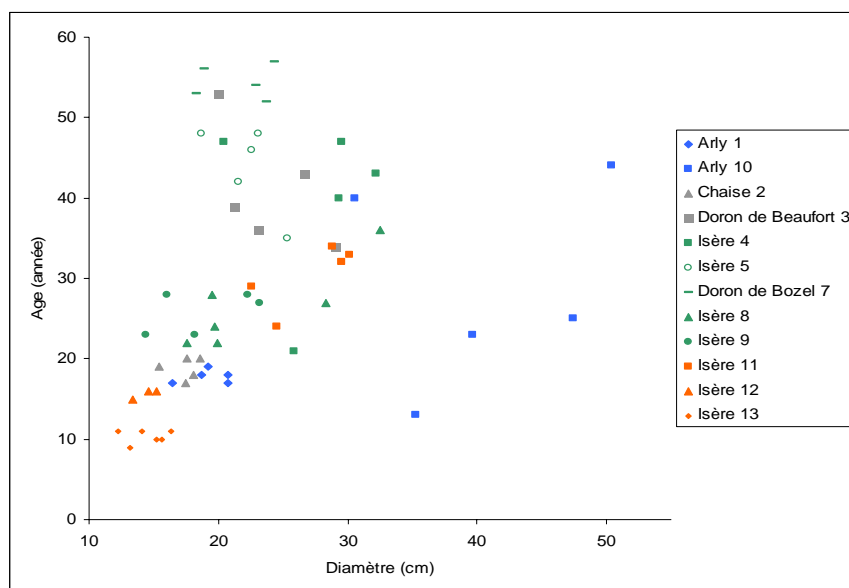
L'âge moyen des arbres échantillonnés varie selon les stations entre 9 et 53 ans (Tableau 12).

Rivière	Station N°	Age moyen
L'Arly	1	17
	10	28
La Chaise	2	18
Le Doron de Beaufort	3	40
L'Isère à l'amont de Moutiers	4	39
	5	43
Le Doron de Bozel	7	53
L'Isère entre Moutiers et Albertville	8	25
	9	25
L'Isère à l'aval d'Albertville	11	29
	12	15
	13	9

**Tableau 12 :** Age moyen des arbres échantillonnés.

Les arbres les plus âgés se trouvent sur les stations de l'Isère à l'amont de Moutiers et sur le Doron de Bozel. A l'aval d'Albertville, les arbres dont l'âge est supérieur à 15/20 ans sont rares, du fait peut être de l'entretien sur ce secteur.

Afin de déterminer l'impact des conditions stationnaires sur la croissance radiale des arbres, nous avons étudié, pour chaque station, la relation diamètre – âge des individus prélevés (Figure 54).



**Figure 54 :** Représentation graphique de la relation diamètre – âge des 62 individus échantillonnés.

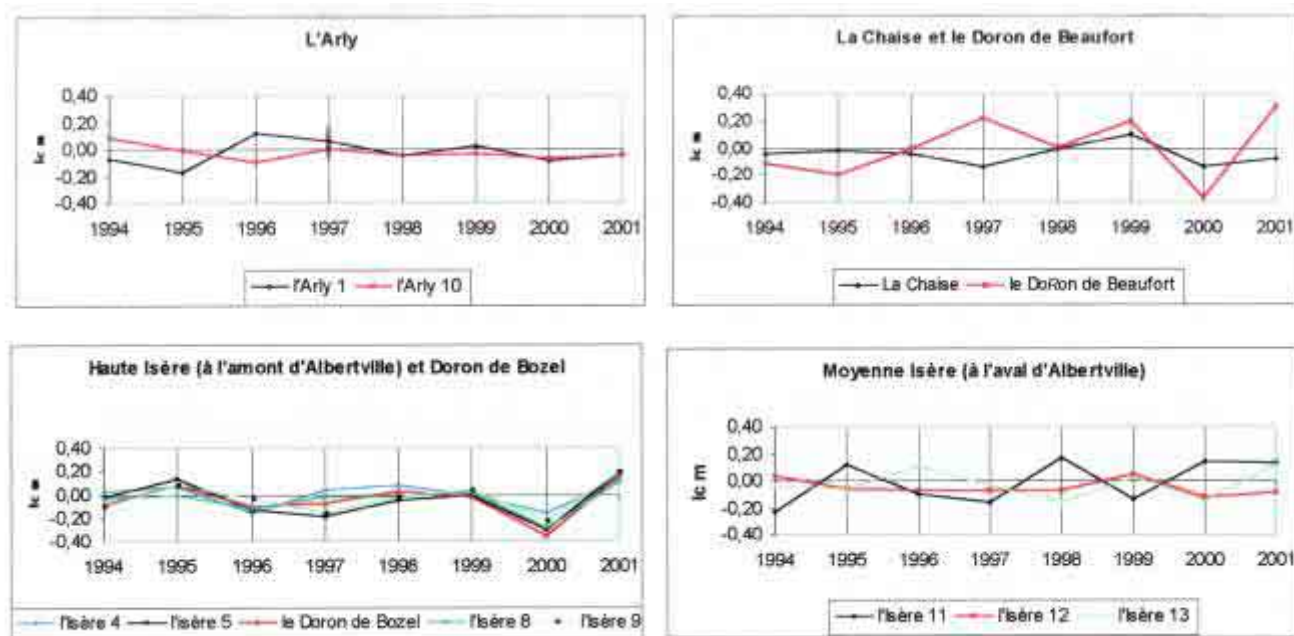
Le résultat (Figure 54) montre que les conditions stationnaires sont assez homogènes. Les individus de chaque station possèdent la même tendance de croissance. Des différences de croissances existent en revanche entre les stations.

Pour les stations de la Haute Isère (station numéro 4 et 5), du Doron de Bozel (numéro 7) et du Doron de Beaufort (station numéro 7), les diamètres sont généralement faibles, entre 20 et 30 cm alors que les individus sont âgés (entre 40 et 60 ans). Ce phénomène traduit des conditions stationnaires de croissance difficiles. *A contrario*, sur l'Arly (station numéro 1 et 10), les conditions stationnaires semblent plus favorables pour la croissance des arbres. On observe que des arbres possédant de grands diamètres (entre 0,2 cm et 0,4 cm) sont très jeunes (entre 15 et 25 ans). Il en est de même pour la station de l'Isère à l'aval d'Albertville.

#### 2.4.2) Analyse des indices de croissance

L'analyse des indices de croissance individuels moyens, entre 1995 et 2002, a permis de déterminer les traits communs de la dynamique de la croissance de chaque station et de les regrouper ensuite en secteurs.

Quatre secteurs ont été identifiés (Figure 55):



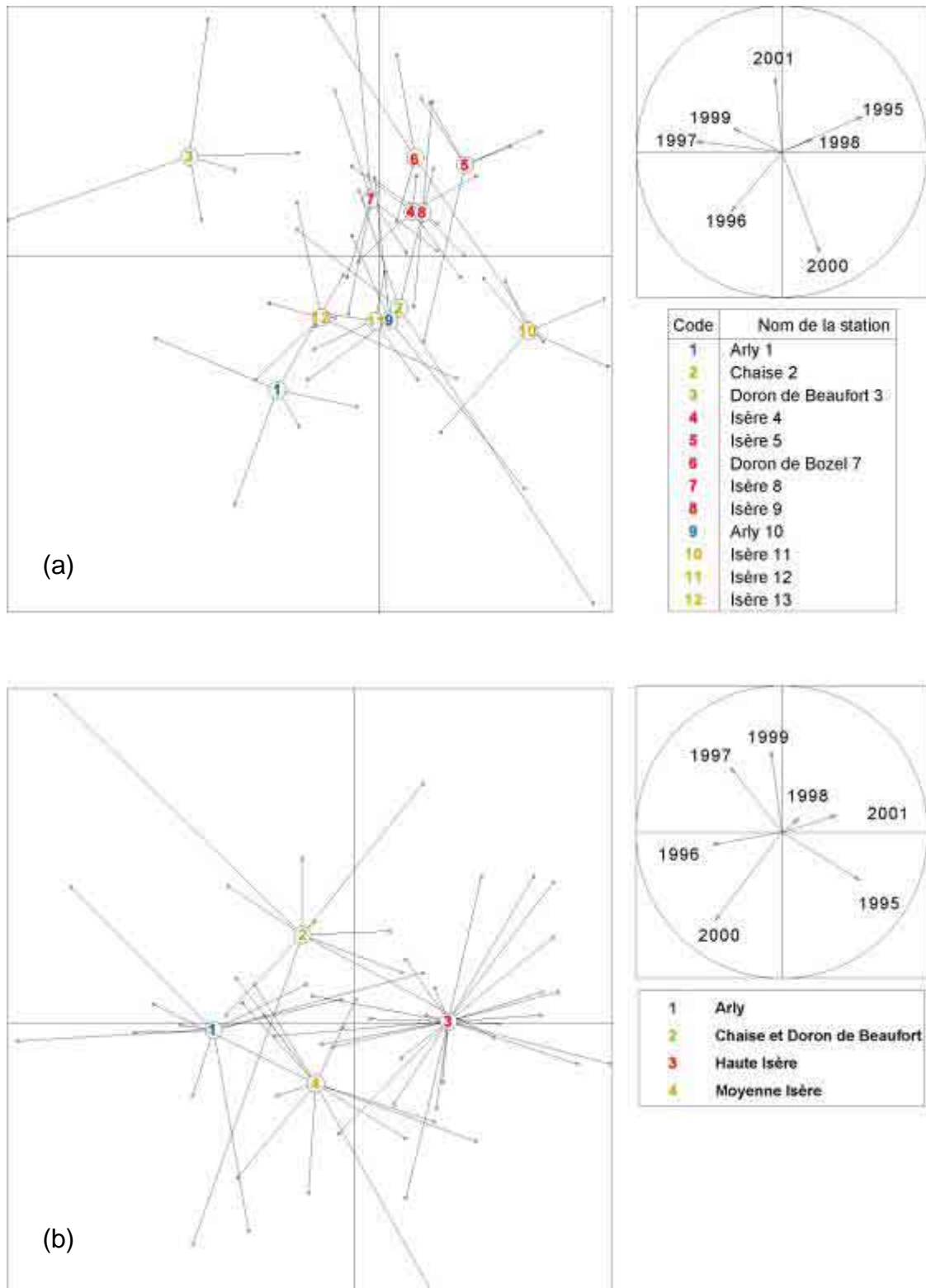
**Figure 55 :** Dynamique moyenne de la croissance pour les quatre secteurs.

1. Le secteur de l'Arly qui regroupe les stations 1 et 10. Sur ce secteur, on observe que la dynamique de croissance des individus est identique à partir de 1997.

2. Le secteur de la Chaise et du Doron de Beaufort qui regroupe les stations Chaise et Doron de Beaufort. Les dynamiques de croissance de la Chaise et du Doron de Beaufort sont proches entre 1998 et 2000.
3. Le secteur de l'Isère à l'amont d'Albertville, ou Haute Isère, qui regroupe les stations Isère 4, 5, 8, 9 et Doron de Bozel. C'est le seul secteur où la dynamique moyenne de croissance est identique quelque soit la station.
4. Le secteur de l'Isère à l'aval d'Albertville, ou moyenne Isère, qui regroupe les stations Isère 11, 12, 13. La dynamique de croissance est différente selon les stations. L'âge très jeune des arbres (entre 9 et 15 ans) peut expliquer cette forte variabilité.

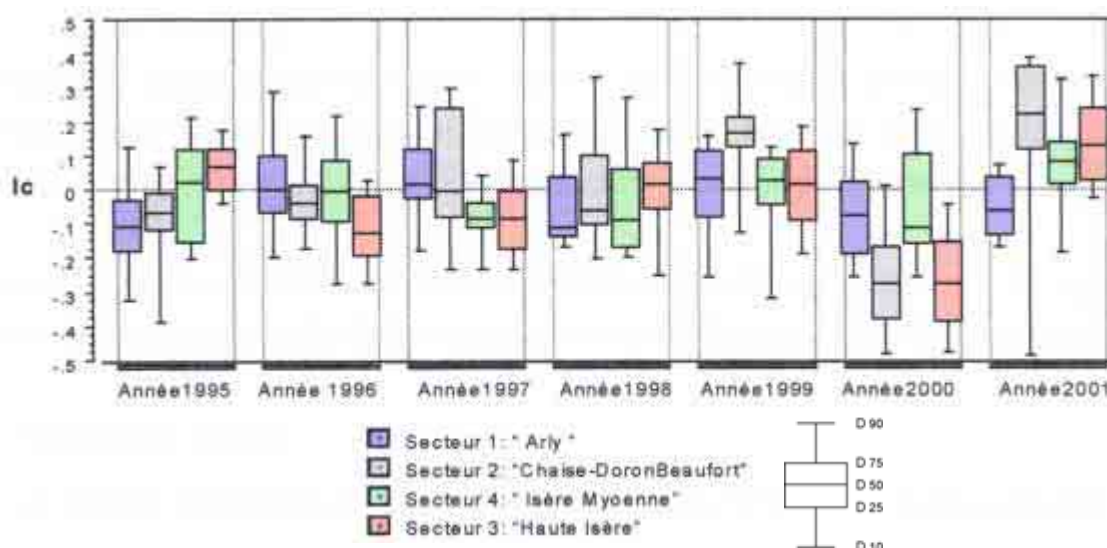
Hormis les secteurs 1 et 3, les variations intra-stationnelles sont très importantes et ne permettent pas d'identifier une signature caractéristique, un patron dendrochronologique, pour les secteurs 2 et 4.

Nous avons réalisé, à partir des indices de croissance moyens individuels, une ACP interclasse afin d'identifier les années clés de chaque station puis chaque secteur.



**Figure 56** : Résultats de l'analyse en composantes principales interclasse par stations (a) et par secteurs (b).





**Figure 57** : Répartition des valeurs des indices de croissances sur la période 1995-2001.

Les résultats permettent de distinguer les quatre secteurs et d'identifier pour chaque secteur des années clés. (Figure 56 et 57). Le secteur de l'Arly se caractérise, sur le plan factoriel, par l'année 1996 où les valeurs de l'indice de croissance sont positives. L'année 2001 est aussi une année caractéristique pour le secteur de l'Arly, les valeurs de l'indice de croissance étant très faibles. Le secteur de la Chaise et du Doron de Beaufort possède deux années caractéristiques, 1997 et 1999. Pour l'année 1999, les valeurs de l'indice de croissance sont positives et importantes.

Le secteur de la Haute Isère possède deux années caractéristiques, 1995 et 2001, pour lesquelles les valeurs de l'indice de croissance sont positives. L'année 1996 est aussi une année-clé durant laquelle les valeurs de l'indice de croissance sont négatives. Le secteur de l'Isère moyenne possède une année caractéristique, l'année 2000, où les valeurs de l'indice de croissance sont négatives.

## **2.5) Discussion**

L'étude de la relation diamètre – âge semble permettre dans une certaine mesure d'identifier la provenance du bois mort. Les résultats montrent que la croissance des arbres est différente selon qu'ils se trouvent sur les parties hautes du bassin versant ou dans les parties alluviales. Ceci se traduit par des arbres de faible diamètre, mais âgés, sur les parties hautes du bassin versant où les conditions climatiques sont rudes (neige, température, ensoleillement, gel...). Inversement,

dans les secteurs de plaine, les arbres se caractérisent par des diamètres plus élevés, mais des individus plus jeunes (les conditions climatiques sont moins rudes et la dynamique fluviale agit sur l'âge en renouvelant les unités morphologiques sur lesquelles la végétation se met en place). L'analyse rapide et simple de la relation diamètre - âge peut donner une première indication sur l'origine du bois mort stocké dans le chenal à l'aval d'Albertville.

Les résultats de l'analyse de la dynamique moyenne de la croissance à l'échelle stationnelle n'a permis de distinguer que le secteur de la Haute Isère. Les variations intra-stationnelles sont très importantes sur les autres secteurs. Les arbres, pour une même station ne réagissent pas de la même manière aux conditions stationnelles, hormis lors des événements extrêmes. La sécheresse de 1976 a affecté tous les arbres dont l'âge est supérieur à vingt-huit ans, quelque soit le secteur.

Les variations inter-station sont très importantes, notamment sur l'Isère à l'aval d'Albertville. S'il ne semble pas possible d'élaborer une signature spécifique pour chaque secteur, l'analyse discriminante a permis de distinguer les quatre secteurs et d'identifier les années significatives (années-clés) de chaque secteur.

Toutefois, il faut signaler que, s'agissant d'un test méthodologique, le nombre d'échantillons prélevés est encore trop faible pour permettre l'élaboration de la signature spécifique de chaque secteur. De même, la période d'étude est assez courte, sept ans, ce qui n'est peut être pas suffisant. Mais l'âge des arbres, à l'échelle du bassin versant, est faible, ce qui ne permet pas d'augmenter la durée de la période d'étude.

Enfin, dans le cadre de l'application de cette méthode sur le bois mort stocké dans le chenal à l'aval d'Albertville, il faudra au préalable déterminer l'âge de l'arbre afin d'identifier précisément le cerne correspondant à l'année 2002. Pour cela, il sera nécessaire de réaliser des prélèvements sur des bois morts possédant des feuilles après une crue, ce qui n'a pas été le cas en janvier 2004.



### **3) DENDROCHIMIE**

La dendrochimie peut être définie comme une analyse rétrospective du contenu des éléments minéraux (nutriments, métaux lourds...) des cernes annuels d'accroissement des arbres dans le but de déterminer leurs conditions nutritionnelles passées ainsi que leurs évolutions temporelles.

Cet outil appartient aux outils de diagnostic et de suivi spatiaux et temporels de la qualité de l'environnement développés en dendroécologie. Elle repose sur les interactions et les échanges existants entre l'arbre, le sol, l'atmosphère. Cette méthode est parfois nommée dendrogéochimie par certains auteurs comme Marion *et al.*, (2001).

Cet outil a été utilisé afin de déterminer l'origine géographique du bois mort. Dans un premier temps, les connaissances sur l'origine des métaux lourds et leurs mécanismes de transferts à l'arbre, puis les méthodes et le matériel de prélèvement nécessaire à la mesure des concentrations en métaux lourds sont présentés. Dans un deuxième temps, l'hypothèse de travail ainsi que la méthode sont décrites. Enfin, les premiers résultats sont présentés et discutés.

#### **3.1) Origine des métaux lourds**

##### **3.1.1) Apports telluriques naturels : érosion, transport, sédimentation**

Les métaux sont naturellement présents dans la croûte terrestre. Ce sont des éléments lourds, concentrés dans le magma granitique. Depuis la formation de la Terre, ils suivent un cycle géochimique qui conduit à une distribution hétérogène de leurs concentrations à la surface du globe (Garret, 2000). Les métaux sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles (en traces). Néanmoins, des concentrations importantes peuvent être mesurées dans certains sites, tout particulièrement autour des massifs granitiques.

L'érosion de l'écorce terrestre est susceptible d'enrichir les cours d'eau en éléments métalliques. En tête de bassin, les roches sont altérées et désagrégées par l'action mécanique de l'érosion (agents météoriques) et par l'attaque des acides formés dans l'atmosphère (acide carbonique) ou issus de la décomposition de la

matière organique (acides humiques). Les métaux fixés dans les roches sous forme d'oxydes ou de silicates sont peu altérables chimiquement : les oxydes et silicates métalliques sont libérés de la roche par érosion et transportés sous forme de particules. Les métaux présents dans les roches sous forme de sulfures et de carbonates sont au contraire attaqués chimiquement et très facilement dissous dans l'eau. L'eau transporte en aval les débris rocheux et les divers sels mis en solution. En plaine, lorsque le courant de l'eau devient insuffisant pour assurer le transport des particules rocheuses, celles-ci s'accumulent dans le lit du cours d'eau : il y a sédimentation.

Dans les conditions environnementales, les métaux sont relativement peu solubles dans l'eau et restent majoritairement associés à la phase solide. Les concentrations en éléments métalliques dans la phase aqueuse sont comparativement bien moindres par rapport à celles de la phase solide. Ainsi, le dépôt des particules au fond du lit des cours d'eau conduit potentiellement à une accumulation des éléments métalliques dans les sédiments. Ces particules solides sont plus ou moins riches en éléments métalliques selon la nature géologique du terrain dont elles sont issues. Les métaux inclus dans la matrice rocheuse des particules sédimentaires ne sont pas susceptibles de se dissoudre directement dans l'eau. Les métaux dissous dans l'eau, notamment ceux apportés ultérieurement par l'activité humaine, ont tendance à s'adsorber à la surface des particules en suspension. Ces métaux adsorbés peuvent être remis en solution en cas de changements des conditions physico-chimiques du milieu (Windom, 1988). L'adsorption sur les particules dépend de la surface exposée et donc de la granulométrie du sédiment. Plus les particules sédimentaires sont petites et plus la surface de contact avec le milieu est importante. Les métaux s'adsorbent en particulier très facilement sur les argiles, très fines particules d'aluminosilicates. L'adsorption est également favorisée lorsque les concentrations en matière organique sont élevées.

### 3.1.2) Autres apports naturels

Des apports d'origine atmosphérique existent également : volcanisme, érosion et transports éoliens de poussières, transports d'aérosols d'origine océanique, feux

de forêts, etc. Certaines eaux souterraines, en particulier dans les régions volcaniques ou les nappes profondes, sont très riches en métaux.

### 3.1.3) Apports anthropiques

Du fait de leurs propriétés physiques intéressantes (bons conducteurs de chaleur et d'électricité, caractéristiques de dureté, de malléabilité, possibilités d'alliages, propriétés catalytiques, etc.) les métaux sont très largement utilisés par l'homme. Cette utilisation n'a apporté aucun changement quant aux quantités de métaux présentes sur Terre : l'activité humaine ne crée ni ne détruit des éléments métalliques. En revanche, elle modifie très significativement leur répartition et les formes chimiques sous lesquelles ils sont présents dans l'environnement (Miquel, 2001). Les gisements et les filons métallifères sont exploités, parfois de très longue date. Mais l'activité minière peut être à l'origine d'une dispersion des métaux dans l'environnement. Le milieu aquatique, notamment, peut être contaminé *via* les eaux de ruissellement.

Suite à un durcissement des réglementations, mais aussi aux efforts importants des industriels eux mêmes, les émissions industrielles en métaux ont fortement diminué. Toutefois l'industrie est toujours responsable de la majorité des rejets directs dans l'eau. Par ailleurs, le traitement des minerais et l'industrie métallurgique restent à l'origine d'émissions atmosphériques importantes. Les métaux transportés par l'atmosphère peuvent, tôt ou tard, contaminer les milieux aquatiques.

### 3.1.4) Devenir des métaux dans l'environnement aquatique

Les différentes formes chimiques sous lesquelles les métaux peuvent être retrouvés, dépendent de la physico-chimie du milieu. Par exemple, les métaux dissous peuvent précipiter en cas de changements de pH, ce qui peut être le cas au niveau des zones de confluences de cours d'eau par exemple (Le Goff et Bonnomet, 2004).

A mesure que le cours d'eau grandit, la concentration en carbone organique dissous augmente. Ceci permet la formation de complexes stables entre les métaux et la matière organique. Par ailleurs, par l'activité bactérienne, les conditions peuvent

devenir anoxiques et réductrices ; les métaux tendent alors à précipiter sous forme de sulfures métalliques. C'est également dans ces conditions réductrices que le mercure est méthylé par les bactéries réductrices de sulfate. Le mercure méthylé est très fortement accumulé par les organismes vivants.

### **3.2) L'arbre et les métaux lourds**

#### **3.2.1) Le fonctionnement de l'arbre**

L'arbre est un organisme vivant qui respire et s'alimente. Sa respiration s'effectue principalement par ses racines (à partir des lenticelles) et ses feuilles (par les stomates) et dans une moindre mesure par le tronc et les branches qui possèdent comme les racines, des lenticelles. L'intensité de la respiration de l'arbre, et donc sa consommation en oxygène, dépend de son âge. Elle est maximale au début de sa vie, en période de croissance puis elle ralentit au fur et à mesure qu'il vieillit.

L'arbre consomme de l'eau, de l'azote sous forme de nitrates, du carbone à partir du gaz carbonique et divers minéraux. L'arbre absorbe ces différents éléments de diverses manières, d'une part, par les extrémités de ses racines (les radicelles). D'autre part, grâce à la photosynthèse. L'eau, l'azote et les autres minéraux sont captés et diffusés dans toutes ses parties. C'est la sève dite brute (sève ascendante) qui, en passant par les vaisseaux ligneux situés dans l'aubier, va irriguer toutes les parties de l'arbre. La photosynthèse est une fonction assurée par les arbres dès l'apparition des feuilles et quand la température est supérieure à 4°C, elle est donc assumée toute l'année par les arbres à aiguilles. Elle est néanmoins ralentie en hiver. Plus précisément, lorsque la chlorophylle contenue dans les feuilles est exposée à la lumière solaire en présence de gaz carbonique (assimilé par les feuilles grâce à leurs stomates) et d'eau amenée par la sève brute, elle recombine tous ces éléments afin de fabriquer du sucre et rejette de l'oxygène dans l'atmosphère. Le sucre fabriqué va enrichir la sève et la transformer en sève élaborée (sève descendante) qui va circuler dans l'ensemble de l'arbre et lui fournir, entre autre, des protéines. Les canalisations empruntées par la sève élaborée se trouvent dans le *liber* situé, grossièrement entre le bois et l'écorce.

La composition du sol joue un rôle essentiel dans la nutrition de l'arbre. En effet, la majeure partie de l'eau, des sels minéraux et des nutriments (calcium, potassium, soufre, magnésium, fer, manganèse...) nécessaires au développement de l'arbre sont puisés dans le sol par l'appareil racinaire. Certains éléments comme le cuivre et le zinc sont essentiels au fonctionnement enzymatique de l'arbre (Marion *et al.*, 2001). Une fois ces éléments absorbés, ils sont transportés vers les cellules parenchymateuses de l'appareil racinaire et ils pénètrent ensuite dans les vaisseaux du xylème où ils s'ajoutent à la sève brute pour se rendre dans l'ensemble des organes de l'arbre.

### 3.2.2) Absorption et transport des métaux lourds dans l'arbre

Dans le cas particulier qui nous intéresse, les métaux lourds, le transfert racinaire des éléments du sol à l'arbre est lié à leur biodisponibilité (propriété d'un élément ou d'une substance à atteindre les membranes cellulaires des organismes vivants) dans les sols, qui dépend des formes chimiques sous lesquelles ils sont présents dans le sol. Le transfert des éléments à la racine est assujéti aux conditions spécifiques de l'interface sol-racine, ou rhizosphère. La rhizosphère peut être définie comme le volume de sol soumis à l'influence de l'activité racinaire. C'est un site privilégié de l'activité microbienne. Les micro-organismes peuvent modifier le statut chimique des éléments et par conséquent agir eux aussi sur leur disponibilité et leur transfert à la plante (Deneux-Mustin *et al.*, 2003). L'absorption des métaux lourds par les racines est fonction des caractéristiques du sol comme son pH, la proportion de matière organique (Csintalan et Tuba, 1992 ). De fortes concentrations de métaux lourds dans le sol n'indiquent pas forcément de fortes concentrations dans l'arbre.

Le transport des métaux lourds dans l'arbre est identique à celui des nutriments. Il est assuré par la sève (Marion *et al.*, 2001). Après avoir été absorbés par les racines sous forme d'ions dissous dans l'eau, les métaux lourds sont ensuite véhiculés par la sève en montant dans la tige et les branches pour finalement atteindre le système foliaire. Ce mouvement ascendant de la sève est contrôlé par la transpiration de l'appareil foliaire. Ces processus de translocation des éléments vers les parties aériennes englobent le transport des éléments à l'intérieur de la plante puis leur répartition dans les différents organes de la plante. La distribution des



éléments dans les différents organes de la plante varie selon les espèces et la nature des éléments chimiques considérés. Elle dépend aussi de la capacité de l'arbre à puiser dans le sol (Yanosky et Cleaveland, 1998). Pour la majorité d'entre elles, les racines retiennent une grande partie des éléments absorbés et la concentration des éléments suit l'ordre suivant : racines > tiges > feuilles (Prasad et Freitas, 2000). L'ensemble varie avec l'âge de l'arbre : plus il est vieux plus les concentrations sont généralement fortes (Rasmussen *et al.*, 1991 ; Kovacheva 2000).

### 3.2.3) Identification de l'origine des métaux lourds

Du fait de l'origine des métaux lourds (sol et/ou atmosphère), il est difficile de déterminer l'influence respective des échanges sol / arbre et arbre / atmosphère sur les concentrations en métaux lourds dans le bois des arbres vivants. Harrison et Chirgawi (1989) démontrent expérimentalement que l'accumulation de métaux lourds au niveau des feuilles et la migration de ces éléments de la feuille vers la tige (soit le phénomène inverse des échanges sol / arbre) devraient être prises en compte car elles apparaissent aussi importantes que les transferts sol/arbre. Toutefois des études réalisées en milieu naturel, ne sont pas aussi affirmatives. Dans une étude de la concentration de  $^{13}\text{C}$  et de métaux lourds dans les cernes de croissance du pin et du peuplier, Marion *et al.*, (2001) montrent que l'assimilation des métaux lourds se fait essentiellement au niveau du système racinaire. Toutefois, ils montrent qu'en présence d'une source industrielle proche, l'accumulation passive d'éléments sous forme de poussières atmosphériques constitue un apport non négligeable, notamment au niveau du système foliaire. Enfin, dans le cadre précis des études historiques des modèles de distribution des métaux lourds dans des arbres forestiers sur les sites pollués en Allemagne, Truby (1995) n'a trouvé aucun rapport entre la distribution radiale des concentrations en métaux lourds dans les cernes de croissance des arbres et le dépôt historique des métaux lourds dans le secteur. L'auteur a donc recommandé que les cernes du bois ne devraient pas être utilisés dans la détermination de l'histoire de la pollution atmosphérique des forêts.

### 3.2.4) Problèmes liés aux processus de translocation en dendrochimie

L'interprétation des résultats en dendrochimie est toujours difficile compte tenu des processus de translocation radiale des éléments dans le bois (les plus mobiles étant les alcalins comme le potassium et le sodium par exemple, les moins mobiles les alcalino-terreux comme le calcium). La migration et les échanges radiaux des métaux lourds dans le bois dépendent de l'essence de l'arbre et de sa capacité à puiser dans le sol (Yanosky et Cleaveland, 1998) mais aussi des éléments considérés (Truby, 1995 ; Marion *et al.*, 2001). Pennickx *et al.* (2000) ont étudié les variations radiales des teneurs en éléments minéraux du hêtre et du chêne dans les Ardennes belges. Ils montrent qu'il y a des différences significatives en matière de concentration des éléments N, P, Ca, Mg, K, Mn, Al entre le bois de chêne et le bois du hêtre sur un même site. Les différences dans les profils dendrochimiques sont conformes aux différences structurales du bois (opposition entre une essence de bois dur poreux avec un bois de cœur bien différencié (*Quercus*) et une essence à porosité diffuse et dépourvue de bois de cœur différencié (*Fagus*)). Dans le cas du chêne, les concentrations sont nettement plus élevées dans l'aubier, ce qui suggère une résorption active des éléments minéraux au cours du vieillissement des cernes, avec pour conséquence des concentrations extrêmement faibles dans le bois de cœur. Pennickx *et al.* (2000) observent toutefois qu'il existe des convergences entre les deux espèces notamment au niveau de la concentration de cations et de l'aluminium.

De nombreuses études montrent que les processus de translocation sont différents comme nous l'avons vu précédemment selon le taxon (qui détermine d'une part la nature et la composition du bois ainsi que la capacité du taxon à puiser dans le sol), mais aussi l'âge des arbres (Brabander *et al.*, 1999 ; Edmands *et al.*, 2001). Enfin, la mobilité des métaux lourds dans le bois est différente selon que cet élément est un nutriment essentiel (comme le zinc et le cuivre (Truby 95 ; Marion *et al.*, 2001)) ou non, comme le cadmium (Hagemeyer and Breckle, 1986) et l'uranium (Edmands *et al.*, 2001).

### **3.3) Prélèvement et matériels pour la mesure des concentrations en métaux lourds**

#### **3.3.1) Prélèvements**

Conifères et feuillus sont utilisés. Les conifères peuvent indiquer des pollutions sur des périodes plus longues. La croissance de leurs cernes peut refléter les variations annuelles des concentrations en métaux lourds dans un environnement donné. Certaines espèces de bois sont plus sensibles à la contamination par les métaux lourds : *Betula pendula*, *Fraxinus excelsior*, *Sorbus aucuparia*, *Tilia cordata* et *Malus domestica* (Kovacs, 1992). De nombreux indicateurs de bioaccumulation existent par exemple pour *Ailanthus glandulosa*, *Celtis occidentalis*, *Salix alba*, *Tilia tomentosa*, *Sambucus nigra*, *Quercus robur*, *Fagus silvatica* (Kovacs, 1992). *Populus nigra* a été reconnu comme un bioindicateur particulièrement intéressant pour l'étude des pollutions de métaux lourds en Europe (Kovacs, 1992). Parmi les nombreuses propriétés de cette essence, elle est génétiquement homogène, facilement identifiable et ubiquiste. *Robinia pseudoacacia* est aussi utilisé comme un bioindicateur des pollutions de métaux lourds, notamment en Hongrie (Kovacs, 1992). Mais les conifères sont généralement les plus utilisés car les transferts latéraux du fait de la structure de leurs cernes sont très réduits (Zayed et al, 1991). Il n'est pas recommandé de comparer la composition chimique d'espèces d'arbres différentes car, selon l'espèce, le comportement vis-à-vis de l'absorption, du transfert et de la migration des métaux lourds sont différents. De plus, la composition chimique de chaque essence est génétiquement déterminée (Kovacheva, 2000).

Différentes parties de l'arbre peuvent être utilisées afin de mesurer les concentrations en métaux lourds. Ce sont les racines et les feuilles sur lesquelles les plus grandes concentrations sont observées. L'écorce peut être appropriée pour indiquer une pollution sur le long terme (Kuik and Wolterbeek, 1994 ; Poikolainen, 2004).

De nombreux auteurs ont utilisé des carottiers à bois (*incremental corer*) pour le prélèvement. Les prélèvements doivent être réalisés sur des populations dont l'âge, la hauteur, le diamètre, l'état phytosanitaire est similaire et les conditions

stationnelles homogènes (Zayed et al. (1991 ; Yanosky et Carmichael, 1993 ; Hupp *et al.*, 1993 ; Yanosky et Vroblesky, 1995 ; Kovacheva *et al.*, 2000 ; Edmands *et al.*, 2001 ; Yanosky et al, 2001). Alfani *et al.*, (1995, 1996) montrent, en échantillonnant des individus d'une même espèce dans des sites différents, que la composition chimique est très variable. Le nombre de prélèvements par arbre varie d'une étude à l'autre entre 1 et 5, il est fonction des objectifs des études. Le nombre d'individus prélevés est fonction de l'homogénéité des conditions stationnelles et des paramètres évoqués précédemment (Kovacheva *et al.*, 2000).

Le carottier est parfois nettoyé entre chaque prélèvement avec de l'acétone (Vroblesky et Yanosky, 1990), du chlorure d'ammonium dilué à 10 % (Berish et Ragsdale, 1995) et parfois, les carottes sont stockées dans la glace jusqu'à l'analyse en laboratoire (Berish et Ragsdale, 1995 ; Brabander *et al.*, 1999). Dans le cas de prélèvement de rondelles de bois, aucune précaution particulière n'est prise (Pennickx *et al.*, 2001 ; Marion *et al.*, 2001).

### 3.3.2) Matériels

Il existe différents protocoles pour mesurer la concentration des métaux lourds dans le bois. Les concentrations peuvent être mesurées soit simultanément sur l'ensemble d'un échantillon de bois ou sur les cernes de croissance pris individuellement. Les fragments de bois sont préparés différemment en fonction de l'objectif de l'étude. Généralement, la partie restée à l'air libre est poncée et l'échantillon découpé en un nombre désiré de fragments ou réduit en lamelles minces. La préparation des échantillons est fonction du matériel utilisé. Deux grandes méthodes existent (Yanosky et Cleaveland, 1998). La première est destructive, on peut citer la méthode de Spectrométrie Inductivement couplée de Plasma/Mass (ICP-MS) qui utilise pour la multi-détection des métaux un ICP comme source d'ions et un spectromètre de masse comme détecteur. Cette méthode peut être désignée sous le nom de la méthode 6020 d'EPA ou spectromètre de masse quadripolaire à source plasma. Le véritable domaine de prédilection de l'ICP-MS est l'analyse multi-élémentaire des éléments en trace. La seconde est non destructive, l'échantillon est préservé comme dans la méthode PIXE (Proton Induced X-ray Emission) et la méthode du Spectromètre de Fluorescence X (X-ray fluorescence).

### **3.4) Hypothèse de travail**

#### **3.4.1) Dendrochimie et hydrologie**

Peu de travaux ont abordé les liens existants entre la concentration d'éléments dans les cernes du bois (dendrochimie) et les phénomènes hydrologiques (Yanosky et Cleaveland, 1998). Les premiers travaux utilisant la dendrochimie en hydrologie datent de 1970 (Yanosky et Cleaveland, 1998). Ishizaki *et al.* (1970, d'après Yanosky et Cleaveland, 1998) ont utilisé ces méthodes dans le cadre d'une étude de la qualité de l'eau. Ils trouvent que les concentrations en zinc et cadmium sont plus grandes dans les arbres poussant à proximité de cours d'eau pollués par ces deux éléments qu'ailleurs. Mais les valeurs de concentration mesurées sur les arbres contaminés n'ont pas permis une synchronisation suffisante pour déterminer l'historique de la contamination. En revanche, des corrélations positives ont été trouvées par Sheppard et Funk (1975) sur le fer et le chrome dans le cadre d'une étude historique de la pollution d'un pays minier. Hupp *et al.* (1993) ont montré que les concentrations de zinc, de cuivre, de nickel, de plomb varient selon les arbres mais elles sont généralement proportionnelles aux concentrations mesurées sur les sédiments pour chaque site de mesure. L'étude de la concentration d'éléments dans les cernes de *Taxodium* a permis de déterminer spatialement et historiquement l'impact de la remontée de l'eau salée lors de grosses crues au sein d'estuaire. Yanosky et Vroblecky (1995) montrent que les arbres soumis aux reflux d'eau salée dûs à la modification du chenal ont des concentrations en sodium, en chlore et en bromure plus importantes que les arbres situés sur des stations d'eau douce. Des travaux utilisant les méthodes de dendrogéochimie ont été réalisés pour étudier l'extension et l'historique de la pollution des aquifères (Vroblecky et Yanosky, 1990 ; Vroblecky *et al.*, 1992).

Yanosky et Cleaveland (1998) insistent sur le fait que peu d'études environnementales ont utilisé la concentration et la composition des éléments chimiques des cernes des bois. La majorité de ces études ont utilisé simultanément entre 5 et 20 cernes. Très peu se sont intéressées aux cernes de croissance pris individuellement.

L'ensemble de ces travaux repose sur l'hypothèse que le déplacement, le transport et le dépôt des éléments dans les cernes du bois ou sur une certaine étendue de bois, sont proportionnels à la disponibilité des éléments dans le sol. L'étude de la concentration d'éléments dans les cernes du bois peut être très intéressante pour analyser les changements historiques de la qualité de l'eau et pour indiquer l'évolution spatiale des sources de pollutions (Yanosky et Cleaveland, 1998)

L'utilisation des méthodes dendrochimiques est compliquée du fait des faibles connaissances concernant la dynamique des éléments absorbés dans la sève et, en particulier, les migrations radiales (translocation) de ces éléments à travers les cernes de croissance.

L'ensemble des études en dendrogéochimie est confronté aux questions fondamentales suivantes (Brabender *et al.*, 1999) : Quelles sont les voies principales de contamination dans le système arbre-sol-eau-atmosphère ? Les concentrations de métaux lourds non essentiels sont-elles proportionnelles aux concentrations ambiantes dans l'environnement immédiat de l'arbre ? Une fois absorbés dans le bois de tige, les métaux sont-ils immobiles, interagissent-ils entre eux ou sont-ils mobiles ? Combien de temps ces signaux biochimiques complexes sont-ils préservés dans le bois de tige ?

#### 3.4.2) Hypothèse

Dans notre cas, il s'agit d'utiliser la capacité des arbres vivants à stocker les métaux lourds biodisponibles dans le sol sur lequel ils se développent afin d'établir une carte d'identité des métaux lourds caractéristiques du secteur de croissance et déterminer ainsi l'origine géographique des bois morts stockés dans le cours d'eau.

Nous considérons que l'arbre mort transporté par le cours d'eau possède les concentrations en métaux lourds de son milieu de croissance. En analysant les concentrations en métaux lourds des bois morts stockés dans le chenal, nous sommes à même de déterminer leur origine dans le bassin versant de l'Isère à l'amont de Grenoble.

Au préalable, il est nécessaire de déterminer et d'identifier les métaux lourds caractéristiques des sous bassins versants de l'Isère. Si cette première étape est validée, c'est-à-dire si la variabilité spatiale de la distribution des concentrations des

métaux lourds existe à l'intérieur du bassin versant de l'Isère à l'amont de Grenoble, nous serons alors à même de réaliser une cartographie de la répartition spatiale des concentrations en métaux lourds et donc de différencier les bois morts stockés dans le chenal et identifier ainsi leur origine.

Cette étape est réalisée tout d'abord sur les données mises à disposition par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, sur les bryophytes et les sédiments. Un test est ensuite effectué sur une essence ubiquiste de la ripisylve, l'aulne.

### **3.5) Méthodologies**

#### **3.5.1) Identification de la variabilité spatiale des concentrations de métaux lourds dans le secteur d'étude sur les bryophytes et les sédiments**

Cette première étape s'appuie sur les données fournies par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse sur les concentrations en métaux lourds mesurées sur les bryophytes et les sédiments. Ces données sont utilisées par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse pour le suivi et le diagnostic des pollutions toxiques dans les cours d'eau.

Dans notre cas, seules les données concernant les micropolluants en général, les métaux et métalloïdes (micropolluants minéraux) en particulier, ont été utilisées. En effet, les caractéristiques principales des micropolluants minéraux sont généralement les suivantes : ils ne sont pas biodégradables. Ce sont des toxiques cumulatifs, l'accumulation est possible dans les tissus de tous les organismes vivants. Ils sont toxiques lorsqu'ils sont présents en grandes quantités mais sont nécessaires à la vie en petite quantité (oligo-éléments). Conformément à la circulaire n° 90-55 du 18 mai 1990, les micropolluants minéraux mesurés par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse sont l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le Chrome (Ch), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn).

Ces éléments sont recherchés sur différents supports afin de bien cerner la contamination. Deux supports seront utilisés dans cette première étape : les bryophytes et les sédiments.

Les sédiments sont des pièges à micropolluants, ils donnent une indication sur la pollution historique du cours d'eau et peuvent constituer pour la ripisylve le lieu

privilegié des échanges sol / racine (rhizosphère). Les bryophytes sont des mousses aquatiques qui bioaccumulent les métaux lourds. Les concentrations dans les bryophytes donnent une indication sur la pollution métallique chronique du milieu sur les trois derniers mois (Boucheseiche *et al.*, 2002).

Les données mesurées sur les bryophytes et les sédiments vont nous permettre de déterminer sur le secteur d'étude si les concentrations en métaux lourds et la présence / absence de certains métaux lourds sont différentes selon les sous-bassins, et d'autre part, s'il est possible de distinguer clairement à partir des concentrations en métaux lourds certains secteurs du bassin versant de l'Isère à l'amont de Grenoble.

On a utilisé 101 stations de mesure pour les bryophytes et 64 stations de mesure pour les sédiments pour réaliser le test (Tableau 13 et 14). Six secteurs ont été définis pour ce test (Carte 12) :

- Le secteur de l'Arly,
- Le secteur du Doron de Bozel,
- Le secteur de l'Arc,
- Le secteur de l'Isère haute,
- Le secteur de l'Isère moyenne,
- Le secteur de l'Isère basse.

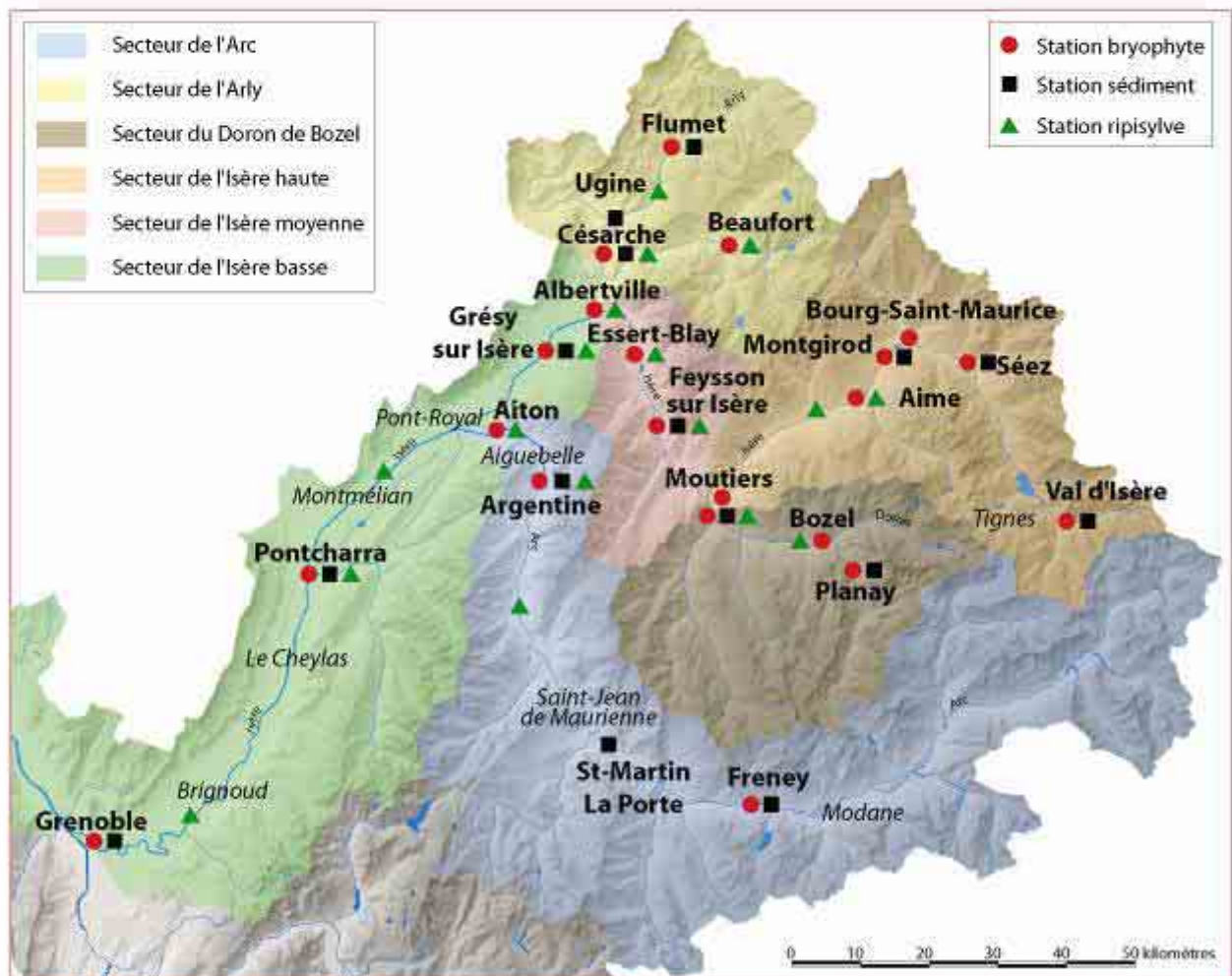
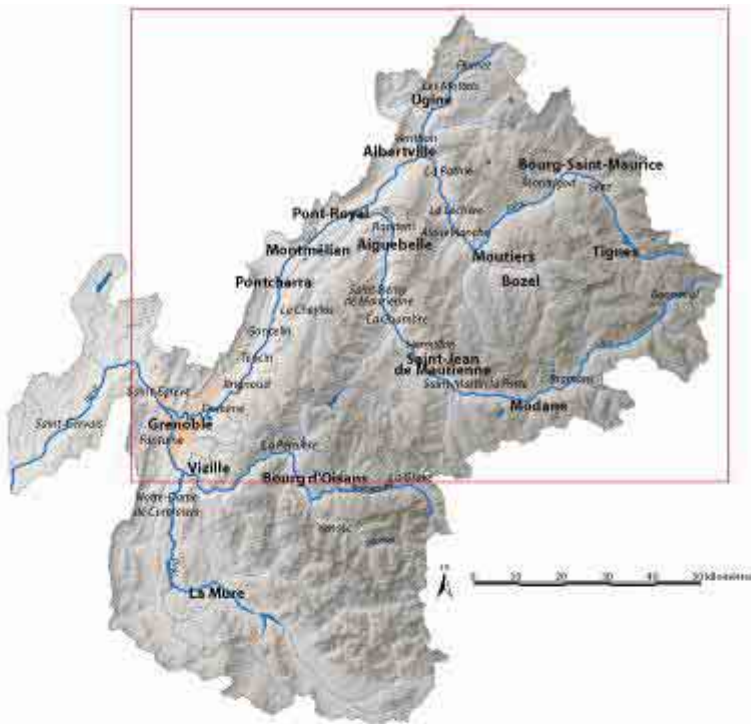
Secteur	Rivière	Nom de la station	Nombre de mesures	Année des prélèvements
Arly	Arly	Flumet	7	1988;1991 (2);1995 (2);1998; 2000
		Césarche	7	1988 (2);1995 (2);1998-2000
		Albertville	3	1995 (2);1998
		Beaufort	1	1998
Doron de Bozel	Doron de Bozel	Moutier	6	1955 (2);1998-2001
	Doron de Bozel	Bozel	2	1998
	Doron de Pralognan	Planay	2	1998,2000
Arc	Arc	Freney	2	1998,2000
	Arc	Argentine	8	1988 (2);1991 (2);1995;1998-2000
	Arc	Aiton	2	1995
Isère haute	Isère	Val d'Isère	2	1995; 1997
	Isère	Seez	6	1991 (2);1995 (2);1997;1999
	Isère	Aime	1	1999
	Isère	Bourg Saint-Maurice	1	1998
	Isère	Montgirod	11	1988 (2);1991 (2);1995 (2);1997-2001
	Isère	Moutiers	1	1998
Isère moyenne	Isère	Feissons sur Isère	11	1988 (2);1991 (2);1995 (2);1997;1998 (2);1999;2000
	Isère	Essert Blay	1	1998
Isère basse	Isère	Grésy sur Isère	7	1995 (2);1997-2001
	Isère	Pontcharra	11	1987-1989;1991 (2);1993;1994;1996;1998-2000
	Isère	Grenoble	9	1987;1989;1991;1993;1996-2000

**Tableau 13** : Répartition des stations de mesures pour le support bryophyte selon les six secteurs.



Secteur	Rivière	Nom de la station	Nombre de mesures	Année des prélèvements
Arly	Arly	Flumet	3	1998;2000;2003
	Arly	Césarche	5	1998-2003
	Arly	Ugine	1	1998
Doron de Bozel	Doron de Bozel	Moutier	5	1998;2000-2003
	Doron de Pralognan	Planay	2	1998;2000
Arc	Arc	Freney	3	1998;2000;2002
	Arc	Argentine	6	1998-2003
	Arc	Saint-Martin la Porte	2	1998;2000
Isère haute	Isère	Val d'Isère	2	1997;2001
	Isère	Seez	4	1997;1999;2001;2003
	Isère	Montgirod	5	1997;1998;2000;2001;2003
Isère moyenne	Isère	Feissons sur Isère	6	1997-2001;2003
Isère basse	Isère	Grésy sur Isère	6	1997-2003
	Isère	Pontcharra	7	1997-2003
	Isère	Grenoble	7	1997-2003

**Tableau 14** : Répartition des stations de mesures pour le support sédiment selon les six secteurs.



**Carte 12 :** Localisation des stations de mesures utilisées pour l'identification de la variabilité spatiale des concentrations de métaux lourds dans le secteur d'étude sur les bryophytes, les sédiments et la ripisylve.

### 3.5.2) Identification de la variabilité spatiale des concentrations de métaux lourds sur la ripisylve dans le secteur d'étude

#### 3.5.2.1) Prélèvement

Suivant la même logique que pour les bryophytes et les sédiments, des tests ont été réalisés sur la ripisylve. Les prélèvements ont été réalisés sur les six secteurs définis précédemment (Carte 12). Seules les données concernant les secteurs du Doron de Bozel, de l'Arly et de l'Isère haute ont été traitées partiellement. Les mesures ont été effectuées sur *Alnus glutinosa*. Cette essence ripicole est présente sur l'ensemble du secteur d'étude. Dix carottes (une pour chaque arbre) ont été prélevées sur chaque station à l'aide d'une tarière à bois manuelle (sonde de Pressler) d'un diamètre de 5 mm, nettoyée entre chaque prélèvement (rincé à l'eau et séchée). Chaque carotte comprend le cœur de l'arbre afin de pouvoir réaliser les analyses sur le *duramen* et l'aubier. Les prélèvements ont été effectués sur des individus dont les dimensions (hauteur, diamètre), l'état phytosanitaire et les conditions stationnelles sont homogènes.

#### 3.5.2.2) Analyse par ICP-MS

Les carottes de bois récoltées sur le terrain ont été analysées avec un Spectromètre Inductivement couplé de Plasma/Mass (ICP-MS) par Tom Yanosky (USGS). Les différentes étapes de ce processus destructif sont les suivantes.

Dans un premier temps, l'écorce des échantillons, si elle est présente, est enlevée. Deux morceaux, de deux centimètres de long chacun, sont prélevés sur chaque carotte, l'un au plus proche du centre (*duramen*), l'autre sur la partie externe (aubier). Les deux prélèvements sont nettoyés à l'aide d'un scalpel en acier inoxydable pour s'assurer que tous les contaminants ou saletés issus du carotteur sont enlevés. Chaque morceau est ensuite pesé au millième de gramme prêt puis placé dans une solution de 5 ml d'acide nitrique à haute concentration et dissous à l'aide d'un micro-onde ; 14 échantillons sont dissous simultanément (six « *duramen* » et six « aubier » de six échantillons, un blanc (a blank) et un échantillon de référence).

Dans un deuxième temps, après l'étape de dissolution, le premier tube (habituellement la norme) est soigneusement versé dans un flacon volumétrique de 50 ml. De l'eau distillée ultra-pure est ajoutée jusqu'à obtenir une solution liquide d'environ 50 ml (acide + échantillon + eau digérée) qui est pesée ensuite au millièbre de gramme prêt. Chacun des onze tubes restants de la dissolution subit la même transformation. Si le poids est différent, de l'eau distillée est ajoutée afin d'obtenir un poids identique au premier tube (la norme). Par exemple, le poids de la norme sur la première série d'échantillon analysée en février 2004 était de 51,556 g. Le poids des 13 tubes restants variait entre 51,460 g et 51,720 g.

Enfin, les sous-échantillons obtenus après dissolution sont analysés en utilisant l'ICP-MS, et une concentration pour chaque élément est déterminée. Cependant, cette concentration est celle de l'échantillon dilué. Pour déterminer la concentration réelle dans le bois, nous avons calculé un facteur de concentration pour chaque échantillon. Nous avons donc divisé le poids de l'échantillon dilué par la masse totale du fragment de bois. Ainsi, par exemple, si le tube pesait 51,000 g et l'échantillon du fragment de bois pesait 0,200 g, le facteur de concentration est de 255. La concentration d'éléments déterminée par ICP-MS est alors multipliée par 255. Ainsi, par exemple, si la concentration du potassium (K) dans le sous-échantillon analysé par ICP-MS est de 17 ug/g (microgrammes par gramme, ou parties par million), la concentration finale dans le bois est de 4336 ug/g (microgrammes par gramme). Les métaux lourds mesurés grâce à cette méthode sont indiqués dans le tableau 15.

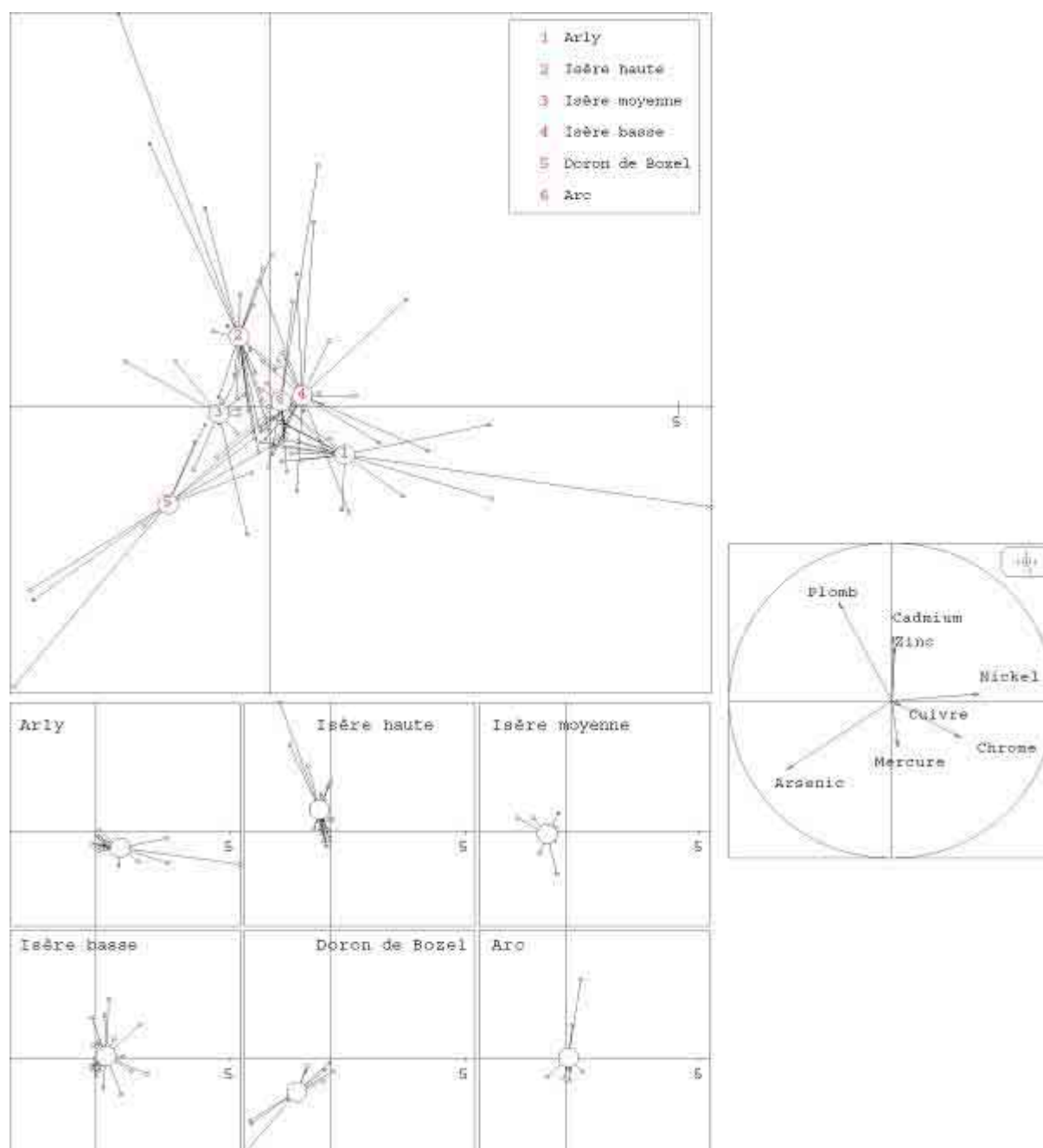
Éléments chimiques	Bryophyte	Sédiment	Ripisylve
Aluminium			
Arsenic			
Cadmium			
Calcium			
Chrome			
Cuivre			
Fer			
Magnésium			
Manganèse			
Mercure			
Nickel			
Plomb			
Potassium			
Silicium			
Sodium			
Strontium			
Zinc			

**Tableau 15 :** Synthèse des métaux étudiés sur les bryophytes, les sédiments et sur les individus prélevés dans la ripisylve.

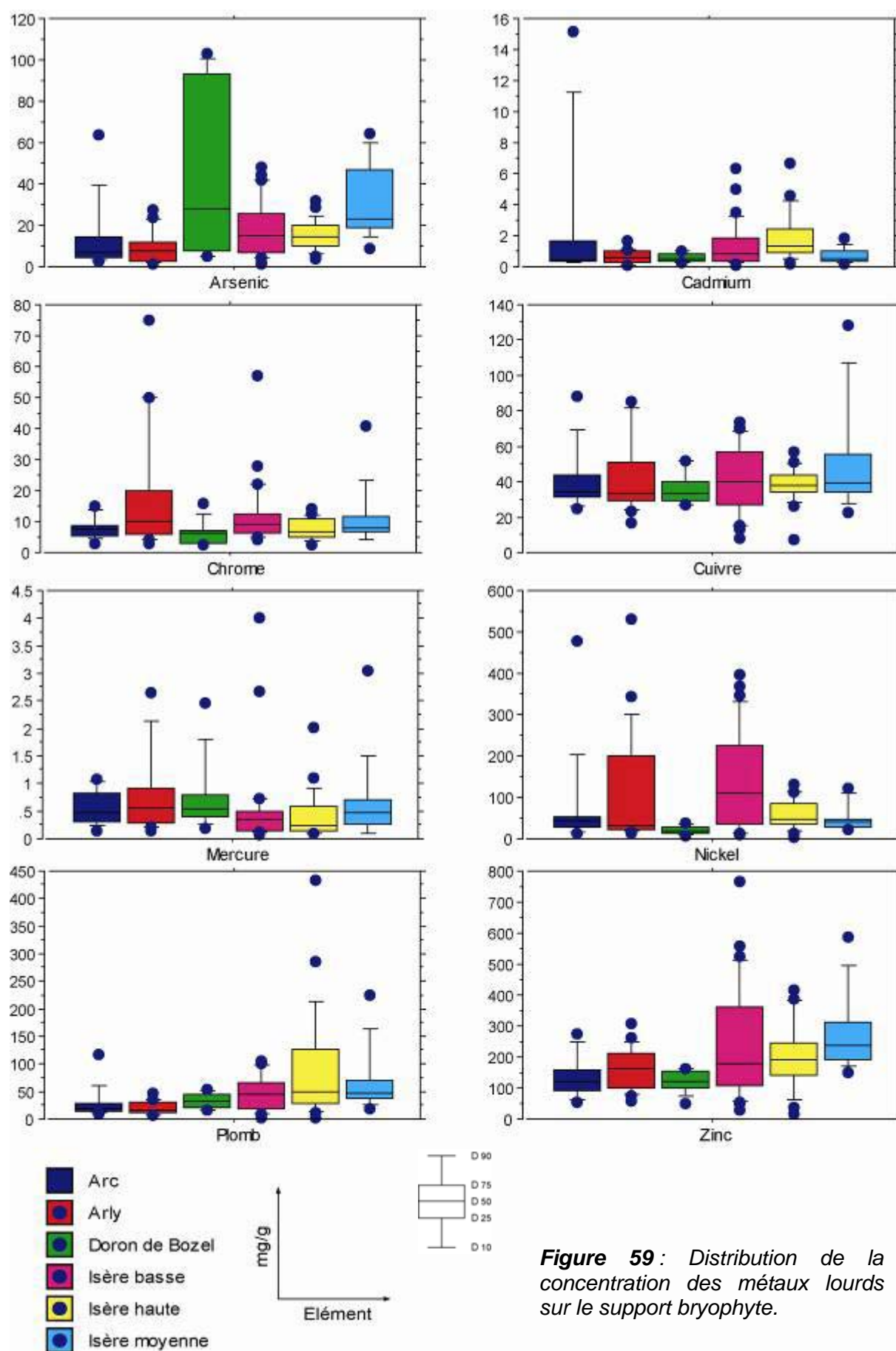
### 3. 6) Résultats

Une ACP interclasse a été réalisée sur les bryophytes et les sédiments afin d'analyser la variabilité spatiale des concentrations en métaux lourds dans les six secteurs. Afin d'identifier les métaux lourds caractéristiques des six secteurs, une étude de leur distribution a été effectuée. Les résultats de ces analyses sont présentés dans un premier temps sur les bryophytes, puis sur les sédiments.

#### 3.6.1) Les bryophytes



**Figure 58 :** Variabilité spatiale de la concentration en métaux lourds mesurés sur les bryophytes par l'AERMC (axe F1 et F2 de l'ACP interclasse).



L'analyse de la répartition spatiale des concentrations en métaux lourds sur les bryophytes permet de distinguer quatre secteurs : l'Arly, le Doron de Bozel, l'Isère à l'amont d'Albertville, l'Isère à l'aval d'Albertville (Figures 58 et 59).

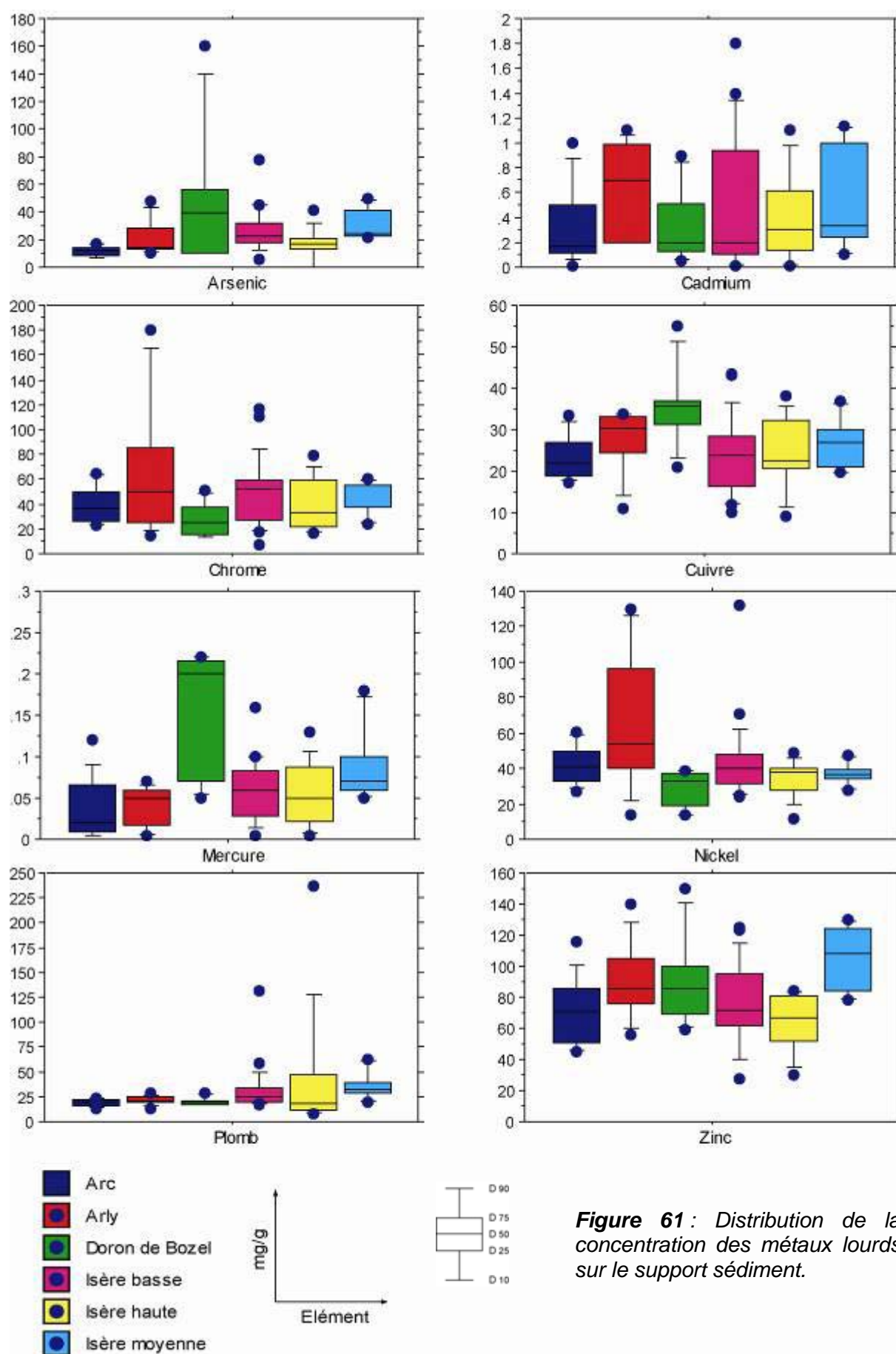
L'Arly et le Doron de Bozel se distinguent bien entre eux et par rapport à l'Isère. L'Isère même peut être dissociée en deux parties : l'Isère à l'amont d'Albertville (Isère haute et moyenne) et l'Isère à l'aval d'Albertville (Isère basse). En revanche, il ne semble pas possible de différencier la basse Isère de l'Arc.

L'analyse de la distribution des valeurs de concentrations en métaux lourds selon les six secteurs montre que le secteur de l'Arly se caractérise par la présence de deux éléments, le chrome et le nickel et une très faible concentration de plomb. La concentration moyenne du chrome sur l'Arly est la plus importante du bassin versant de l'Isère (18,5 mg/g). Le secteur du Doron de Bozel se caractérise par une concentration moyenne élevée de l'arsenic, la plus importante du bassin versant de l'Isère (44,2 mg/g).

Le secteur de la haute Isère se caractérise par une valeur de concentration moyenne de plomb très importante (92,6 mg/g). Le cadmium et le zinc sont présents mais leurs concentrations sont plus faibles. Sur le secteur de l'Isère moyenne, on trouve de fortes concentrations en arsenic. Le plomb et le zinc sont bien représentés sur ce secteur. Aucun élément n'est caractéristique de la basse Isère. Le secteur de l'Arc se caractérise par la présence du cadmium et du cuivre, mais ces deux éléments ne permettent pas de différencier le secteur de l'Arc des autres secteurs.



**Figure 60** : Variabilité spatiale de la concentration en métaux lourds mesurés sur les sédiments par l'AERMC (axe F1 et F2 de l'ACP interclasse).



**Figure 61 :** Distribution de la concentration des métaux lourds sur le support sédiment.

L'analyse de la répartition spatiale des concentrations en métaux lourds sur les sédiments permet de distinguer aussi quatre secteurs : l'Arly, le Doron de Bozel, l'Isère moyenne et l'Isère haute (Figures 60 et 61).

L'Arly et le Doron de Bozel se distinguent bien entre eux et par rapport à l'Isère. Sur l'Isère, seule l'Isère moyenne peut être distinguée. Il ne semble pas possible de différencier l'Isère basse. Pour l'Isère haute et l'Arc, les coordonnées de leurs barycentres respectifs sur le plan factoriel sont très proches.

L'analyse de la distribution des valeurs de concentrations en métaux lourds selon les six secteurs montre que le secteur de l'Arly se caractérise par la présence de trois éléments, le chrome, le nickel et le cadmium. La concentration moyenne de cadmium sur l'Arly est la plus importante du bassin versant de l'Isère (0,591 mg/g). Le cadmium est un élément caractéristique du secteur de l'Arly. Le secteur du Doron de Bozel se caractérise par des concentrations moyennes en arsenic, en cuivre et en mercure les plus importantes du bassin versant de l'Isère (respectivement 48,2 mg/g ; 35,6 mg/g ; 0,147 mg/g).

Le secteur de l'Isère moyenne se caractérise par une concentration moyenne en zinc la plus importante du bassin versant de l'Isère (105,4 mg/g). Les concentrations moyennes en plomb et en arsenic sont aussi importantes. Le zinc est l'élément caractéristique du secteur de l'Isère moyenne. Aucun élément ne différencie le secteur de la basse Isère.

Si les coordonnées des barycentres de l'Arc et de la Isère haute sont proches sur le plan factoriel (Figure 60), la haute Isère se distingue de l'Arc et des autres secteurs par une concentration moyenne de plomb la plus importante de tout le bassin versant de l'Isère (42,2 mg/g). Pour le secteur de l'Arc, aucun élément ne permet de le distinguer clairement des autres secteurs.

### 3.6.3) Discussion

Secteurs	Arsenic	Cadmium	Chrome	Cuivre	Mercure	Nickel	Plomb	Zinc
Arly		○	✗ ○			✗ ○		
Doron de Bozel	✗ ○			○	○			
Isère haute		X					✗ ○	X
Isère moyenne	✗ ○						✗ ○	✗ ○
Isère basse	○	✗ ○	○	X		✗ ○	○	X
Arc		X		X		○	○	

**Tableau 16 :** Répartition des métaux lourds selon les secteurs (✗ éléments caractéristiques pour le support bryophyte, ○ éléments caractéristiques pour le support sédiment, X O éléments non caractéristiques).

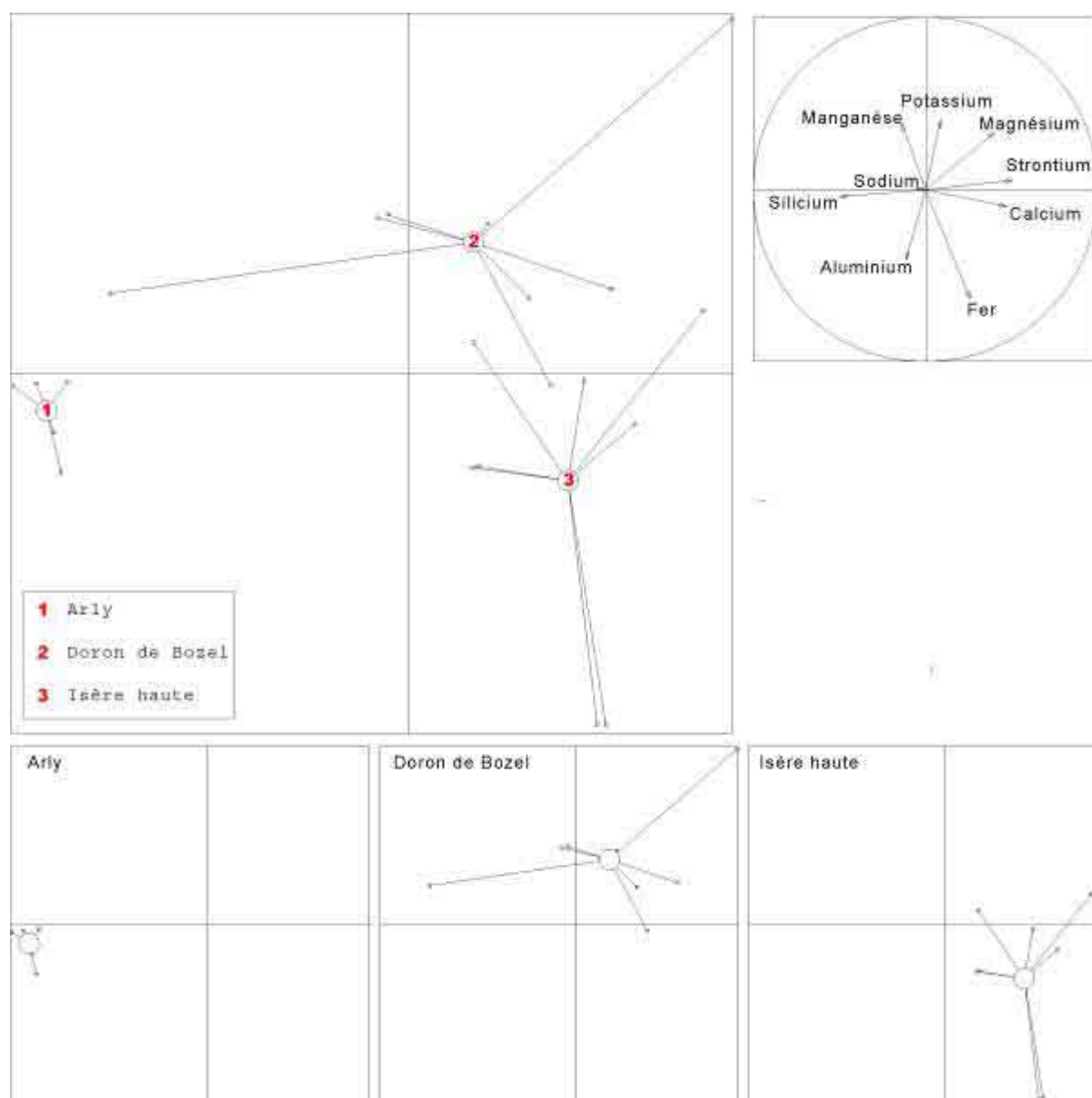
Les analyses sur les bryophytes et les sédiments ont permis de confirmer que les concentrations en métaux lourds, qu'elles soient mesurées sur les bryophytes ou les sédiments, permettent de distinguer les secteurs suivants : l'Arly, le Doron de Bozel, la haute Isère et l'Isère moyenne (Tableau 16). L'Isère à l'aval d'Albertville ainsi que l'Arc, sont plus difficiles à distinguer.

Les concentrations en métaux lourds varient selon le support étudié. Ces différences sont sans doute dues à la plus grande variabilité temporelle des concentrations en métaux lourds mesurées sur les bryophytes qui n'enregistrent que des pollutions accidentelles sur de courtes durées alors que les sédiments constituent un bioindicateur durable de pollutions chroniques. Toutefois, si les concentrations maximales sont différentes selon les métaux lourds et selon le support, les mêmes métaux lourds discriminant chacun des secteurs sont presque systématiquement observés. Ces résultats confirment l'idée qu'il est possible, au moins au niveau d'Albertville, de déterminer si les troncs produits proviennent de l'un ou l'autre des sous-bassins versants amont.

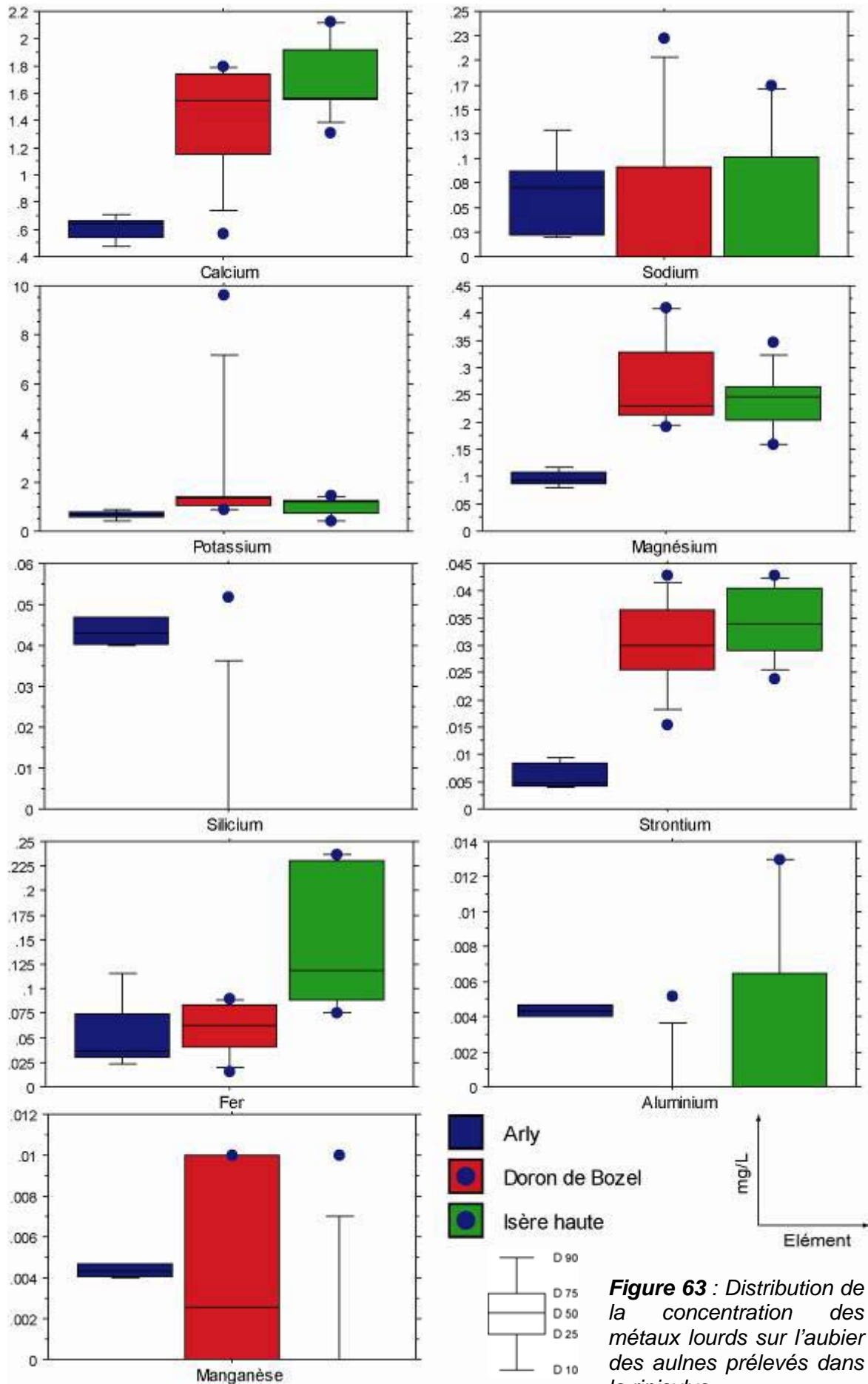
Dans le cadre de l'étape suivante, mise en place sur l'Aulne, espèce ripicole, on peut penser que les concentrations mesurées seront proches ou du moins proportionnelles, comme l'ont montré Hupp *et al.*, (1993), de celles observées sur les sédiments. Toutefois, seule une partie des échantillons issus de la ripisylve a été analysé à ce jour et nous ne disposons pas des données concernant les concentrations des éléments suivants : cuivre, zinc, arsenic, plomb.

### 3.6.4) La ripisylve

#### 3.6.4.1) Concentrations des métaux lourds dans l'aubier



**Figure 62 :** Variabilité spatiale de la concentration en métaux sur l'aubier des aulnes prélevés dans la ripisylve (axe F1 et F2 de l'ACP interclasse).



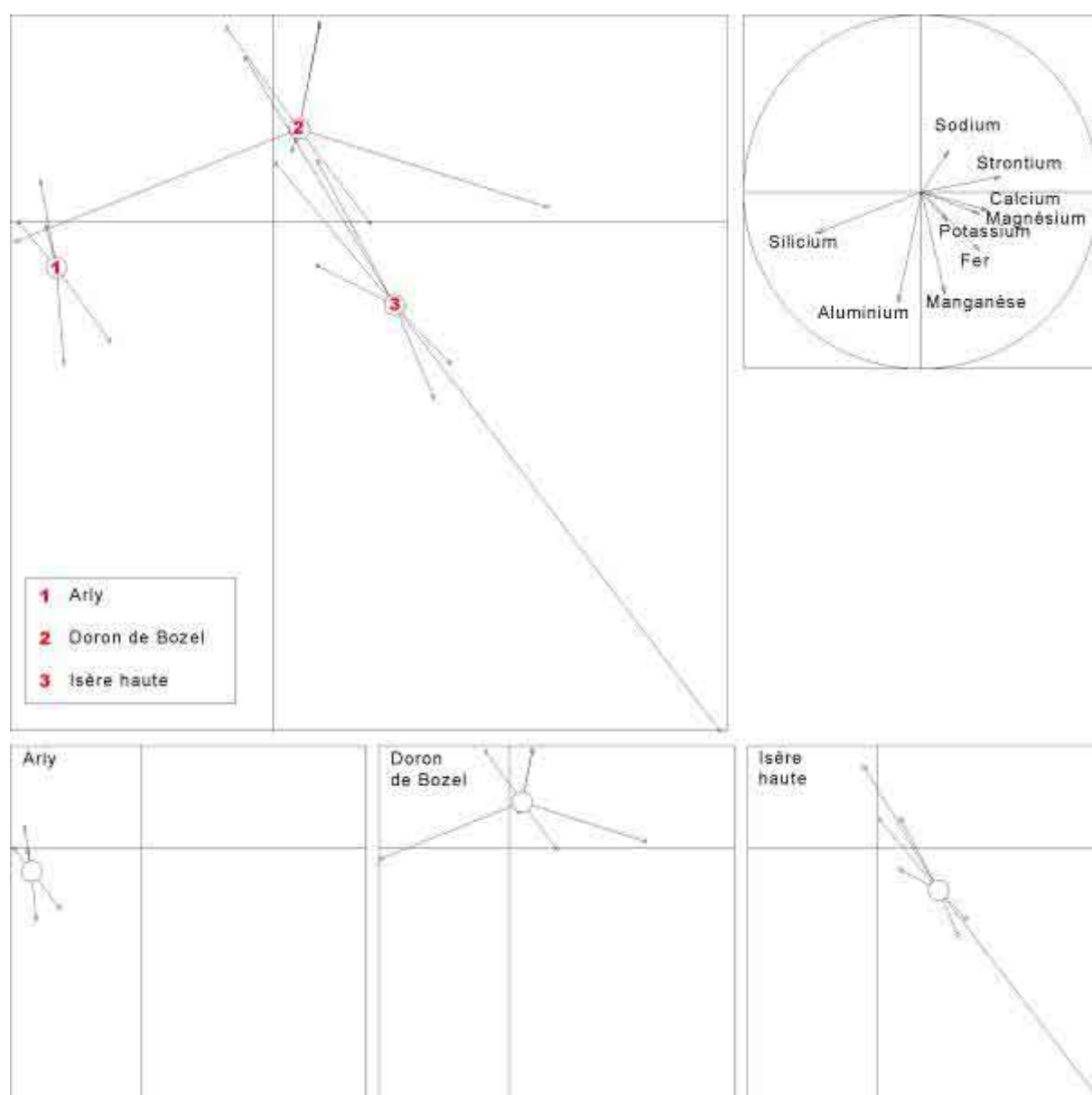
**Figure 63 :** Distribution de la concentration des métaux lourds sur l'aubier des aulnes prélevés dans la ripisylve.

La variabilité spatiale des concentrations en métaux lourds sur l'aubier des aulnes prélevés dans la ripisylve permet de distinguer l'Arly, le Doron de Bozel et la haute Isère (Figure 62 et 63).

L'analyse de la distribution des concentrations en métaux lourds sur l'aubier montre que le secteur de l'Arly se caractérise par la présence de deux éléments caractéristiques, le silicium et le sodium. Les concentrations moyennes en silicium et en sodium sur l'Arly sont très importantes (respectivement 0,043 mg/L et 0,063 mg/L). Le silicium est spécifique du secteur de l'Arly. Le secteur du Doron de Bozel se caractérise par des concentrations moyennes en potassium et en magnésium élevées (respectivement 0,226 mg/L et 0,268 mg/L). Sur ce secteur, la présence de silicium et d'aluminium est rare.

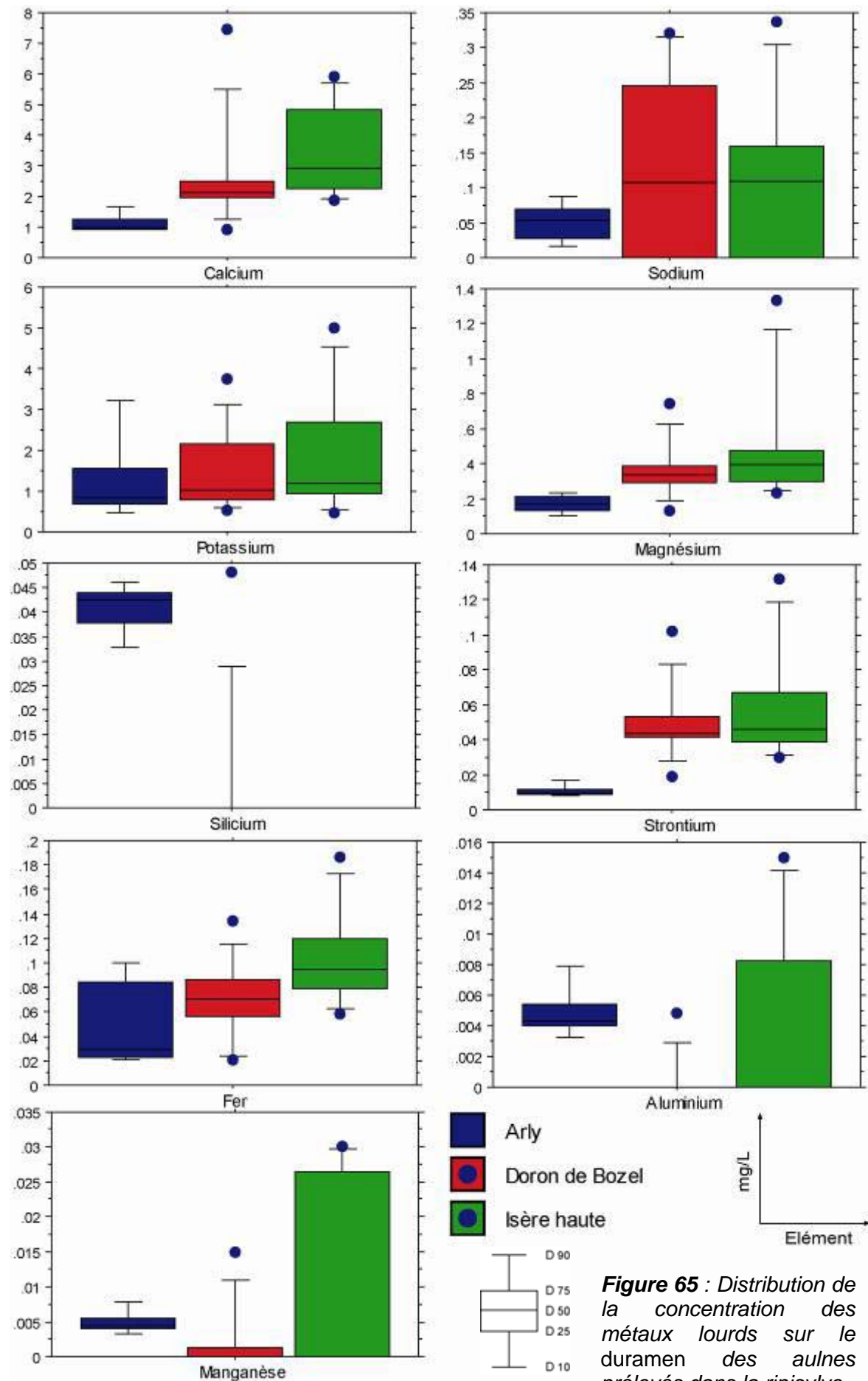
Le secteur de la haute Isère possède une concentration moyenne en fer très élevée (0,148 mg/L). En revanche, le silicium est absent de ce secteur et le manganèse est rare.

## 3.6.4.2) Concentrations des métaux lourds dans le duramen



**Figure 64** : Variabilité spatiale de la concentration en métaux lourds sur le duramen des aulnes prélevés dans la ripisylve (axe F1 et F2 de l'ACP interclasse).





L'analyse de la distribution des valeurs de concentrations en métaux lourds sur le *duramen* montre que le secteur de l'Arly se caractérise par la présence de deux éléments, le silicium et dans une moindre mesure l'aluminium. La concentration moyenne de silicium sur l'Arly est la plus importante des secteurs analysés (0,041 mg/L). Le silicium est spécifique du secteur de l'Arly. Le secteur du Doron de Bozel se caractérise par une concentration moyenne de sodium élevée (0,124 mg/L). Sur ce secteur, la présence de silicium et d'aluminium est rare. Le secteur de la haute Isère possède une concentration moyenne en fer la plus importante des secteurs étudiés (0,105 mg/L). Le fer est un élément caractéristique du secteur de la haute Isère. Le silicium est absent de ce secteur.

La variabilité des concentrations en métaux lourds dans le *duramen* des aulnes prélevés dans la ripisylve permet de distinguer l'Arly, le Doron de Bozel et l'Isère haute (Figures 64 et 65). Toutefois, ces résultats sont beaucoup moins nets que ceux obtenus dans l'aubier. Cette différence peut être liée au processus de translocation évoqué précédemment. De fait, il semble nécessaire de réaliser les analyses de concentration des métaux lourds à la fois dans l'aubier et le *duramen* car les phénomènes de transfert ne sont pas simples et suffisamment connus.

### **3.7) Conclusion**

Les différentes étapes du test méthodologique ont permis de valider la première partie de la démarche. Il existe une variabilité spatiale dans la distribution des métaux lourds au sein du bassin versant de l'Isère à l'amont d'Albertville qui permet de distinguer certains secteurs à partir de la présence / absence de certains métaux lourds.

Les résultats présentés sur la ripisylve sont partiels, seule une partie des échantillons a été analysée. Ces premiers éléments sont encourageants : les concentrations en métaux lourds observés dans l'aubier permettent de différencier les secteurs. Des différences existent entre l'aubier et le *duramen* en terme de présence/absence de certains métaux et des valeurs de concentrations mesurées. Si les résultats des ACP interclasses sont plus nets sur l'aubier que sur le *Duramen*, sans doute liés au processus de translocation, on observe dans les deux cas une variabilité spatiale suffisante ainsi que des métaux caractéristiques à certains

secteurs pour que la démarche puisse être testée maintenant sur les bois morts. Le silicium est par exemple spécifique du secteur de l'Arly, comme le fer de la partie haute de l'Isère.

Dès que possible, une analyse du bois mort déposé sur les bancs de galets de l'Isère à l'aval d'Albertville, à l'issue d'un événement de crue, sera réalisée afin de déterminer leur origine géographique. Cette démarche sera effectuée sur un taxon cible, ubiquiste, l'aulne, sur lequel les tests ripicoles ont été réalisés au préalable. Le travail sera mis en œuvre en deux étapes :

- prélèvement de fûts déposés dans le lit sur les branches amont du réseau hydrographique (un échantillon sur l'Arly, un échantillon sur le Doron de Bozel, un échantillon sur la Haute Isère et un échantillon sur l'Isère moyenne) afin de valider la variabilité spatiale observée sur les bryophytes, les sédiments et les aulnes vivants. Une vingtaine de prélèvements sera réalisée sur chacun des sites.
- prélèvement sur le site préférentiel de dépôt localisé immédiatement à l'aval d'Albertville ; nous prélèverons ici une cinquantaine d'aulnes afin de déterminer par la correspondance des patrons géochimiques leur origine géographique. La concentration de 13 métaux sera mesurée sur chacun des fûts à la fois dans l'aubier et le *duramen*. Les carottes de bois récoltées sur le terrain seront analysées avec un Spectromètre (ICP-MS) par Tom Yanosky (USGS).

Nous sommes bien conscients que les fûts subissent lors du transport une dégradation physique qui peut altérer la composition chimique de l'aubier. Le temps de résidence du fût dans l'eau est aussi un paramètre à prendre en compte. Il peut, s'il est long, être à l'origine d'une dégradation physico-chimique (putréfaction) qui peut altérer la composition chimique de l'aubier. C'est pourquoi sur les fûts prélevés, les concentrations en métaux lourds seront mesurées à la fois sur l'aubier et sur le *duramen*.

## **CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE**

L'analyse des caractéristiques bio-morphologiques des bois morts en transit est une méthode fiable permettant d'obtenir des indications sur les principaux mécanismes de production, la nature et la morphologie des bois présents dans les cours d'eau en général. Il est nécessaire, comme dans le cas d'une analyse de la distribution des bois morts le long des linéaires, que ces mesures soient diachroniques afin d'appréhender correctement l'inertie du système. En effet, deux campagnes de mesures ont permis de confirmer que l'érosion des berges est le principal mécanisme de production des débris ligneux sur les tronçons étudiés. 70 % des fûts observés possèdent un système racinaire. Les quantités de bois mort provenant des torrents sont négligeables par rapport aux quantités de bois mort d'origine ripicole et ce, même lorsqu'une crue exceptionnelle survient sur un cours d'eau. Les mesures réalisées sur les bois après une crue supérieure à la crue décennale sur l'Arly ne montrent qu'une légère augmentation de la contribution des versants (moins de 20 %).

Cette méthode, associée à une étude de la ripisylve le long des linéaires des cours d'eau, permet d'appréhender spatialement l'origine géographique des troncs à l'échelle du réseau hydrographique. Les différentes analyses réalisées sur la ripisylve tendent à démontrer que les tronçons de production et les tronçons de dépôts sont identiques. Les espèces présentes dans le lit et en berge sont très semblables. Les bois déposés sous forme de troncs isolés ou dans les embâcles ont une origine principalement locale. Ils sont issus de la ripisylve pour plus de 70 % des fûts mesurés. L'étude de la structure spatiale et temporelle des taxons ripicoles en rapport avec les taxons du bois mort en transit dans les cours d'eau constitue une méthode simple, facilement applicable, permettant de déterminer, dans le cadre d'une première approche, l'origine géographique du bois mort.

Toutefois, il est aujourd'hui nécessaire de considérer que l'usage de la dendrochronologie, malgré certaines limites inhérentes à l'âge souvent jeune et aux caractéristiques du bois des taxons ripicoles (certaines essences si elles sont prépondérantes peuvent être difficile à analyser dans le cadre d'une analyse dendrochronologique, c'est le cas du peuplier et du saule notamment, dont les

cernes sont difficilement identifiables), peut permettre, si les prélèvements sont suffisants, de déterminer, avec une précision accrue, l'origine géographique des bois morts en transit à l'échelle d'un réseau hydrographique. L'usage du  $^{14}\text{C}$  est une des solutions envisagées afin de déterminer précisément l'âge de la mort de l'arbre. De plus, l'utilisation de cette méthode de datation de la mort des arbres devrait permettre de déterminer s'il existe ou non une différence sur l'origine spatiale et temporelle entre les troncs isolés et les troncs structurant l'embâcle. Il serait possible alors de réaliser une chronique historique de l'intensité des introductions de bois mort en rapport avec des épisodes hydrologiques. Par la même, le temps de résidence des bois dans les cours d'eau pourra être appréhendé.

L'usage de la dendrochimie comme méthode permettant l'identification de l'origine géographique du bois mort n'a jamais été testée auparavant. Les premiers résultats sont encourageants et les tests sur le bois mort seront mis en place durant l'année 2006 sur l'Isère. Actuellement, en collaboration avec le Centre Universitaire d'Étude Pour l'Énergie de Genève, sur le site du barrage de Verbois situé sur le Rhône à l'aval de Genève (Suisse), cette méthode a été mise en place afin d'identifier l'origine du bois mort présent dans la retenue du barrage. De même, sur le Rhône et en collaboration avec la CNR, l'analyse des concentrations de métaux lourds dans les bois morts extraits du barrage de Pierre-Bénite (Lyon, Rhône) doit être réalisée à partir de 2006. L'ensemble des données issues de ces analyses devrait permettre de confirmer, ou non, pour différents cours d'eau, le potentiel de la dendrochimie comme outil d'identification de l'origine géographique des bois morts dans un réseau hydrographique.

## **PARTIE IV**

# **ELEMENTS SUR LA DYNAMIQUE SPATIALE ET TEMPORELLE DU BOIS MORT DANS LES COURS D'EAU**



## **INTRODUCTION**

Les deux parties précédentes, nous ont permis de répondre aux questions suivantes Où est le bois mort ? D'où vient-il ? Comment est il introduit dans le cours d'eau ? Dans cette troisième et dernière partie, il s'agit de répondre à la question Comment le bois mort se déplace-t-il dans le cours d'eau ? Est-il possible de prédire les volumes de bois en rapport avec l'hydrologie des cours d'eau ? Afin de répondre à ces questions, trois axes thématiques ont été abordés :

1. Nous avons introduit dans le cours d'eau des fûts de bois et cartographié leurs déplacements. Les résultats de cette expérience menée sur l'Isère en juin 2003 sont présentés dans le premier chapitre.
2. En 2002, lors des analyses stationnelles effectuées sur les sites où les concentrations de troncs sont importantes, un marquage de chaque tronc à l'aide de clous a été réalisé afin de quantifier et caractériser les entrées et les sorties de bois à l'échelle stationnelle et le long du linéaire des cours d'eau.
3. Nous avons élaboré puis analysé les chroniques d'extraction de corps flottants au droit de deux barrages en rapport avec l'hydrologie des cours d'eau amont. Cette démarche s'est appuyée sur le concept de fenêtre d'observation, développé par Moulin et Piégay (2004) sur le Rhône au barrage de Génissiat.





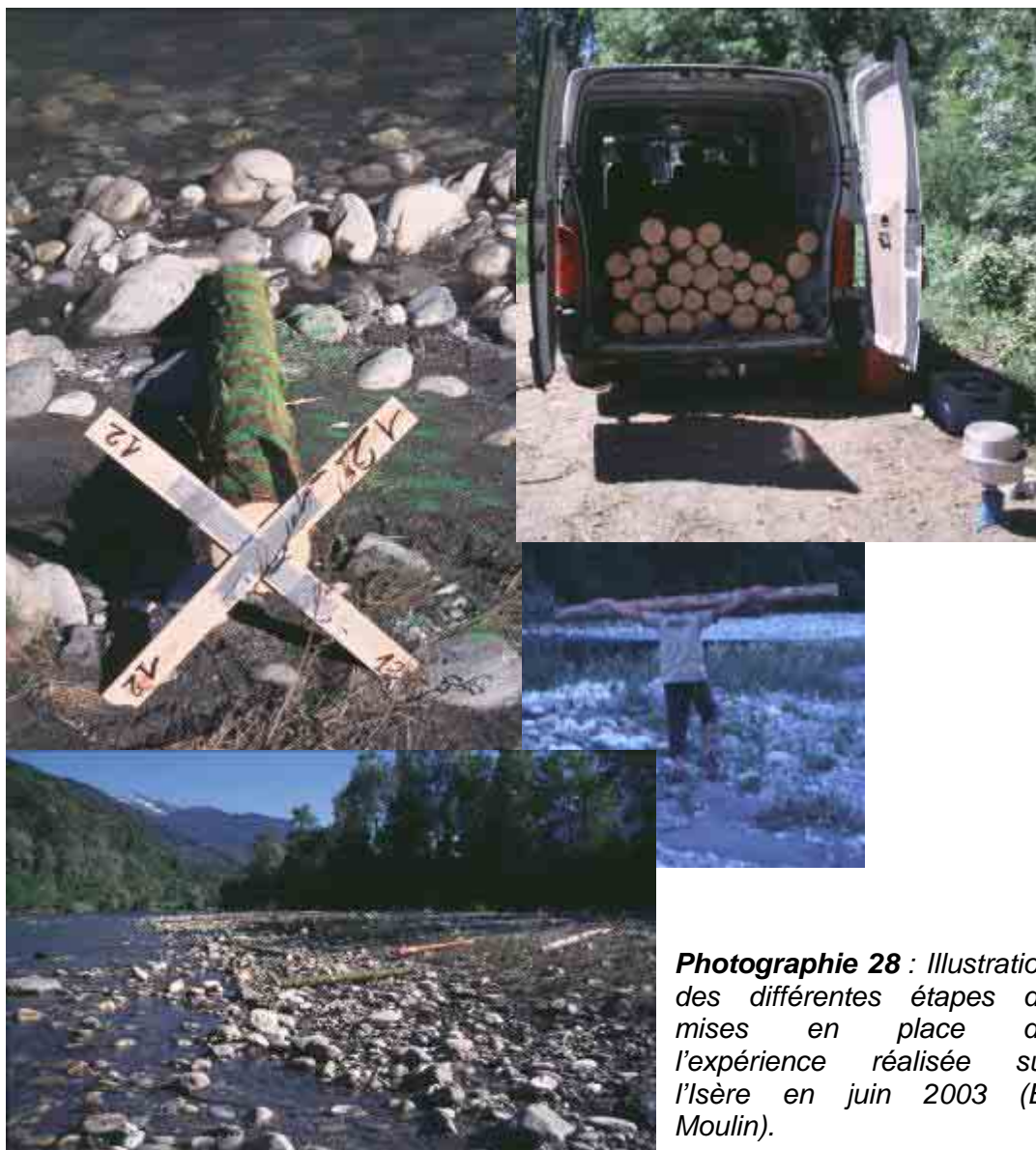
# CHAPITRE 1

**ELEMENTS CONCERNANT LA PRISE EN  
CHARGE, LE TRANSPORT ET LE DEPOT  
DES BOIS MORTS DANS LE COURS  
D'EAU : RESULTATS DE L'EXPERIENCE  
MENEE SUR L'ISERE LE 24 JUIN 2003**

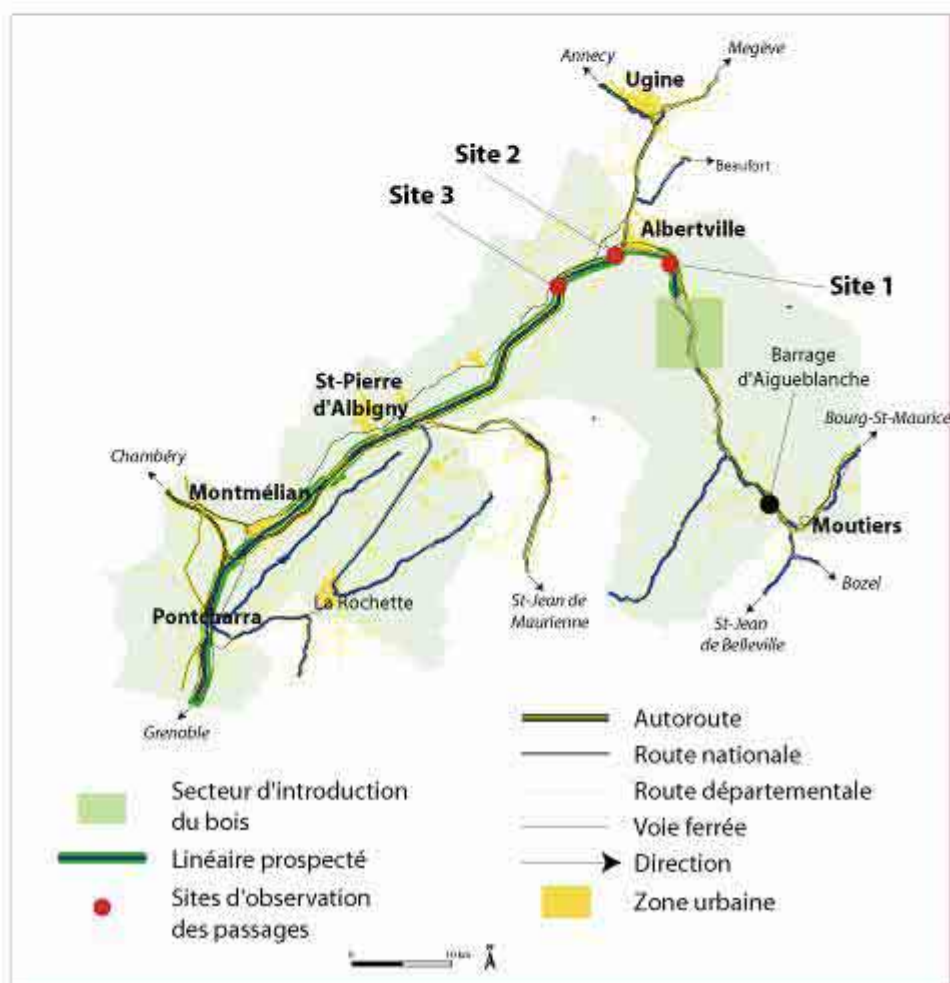


## **PREAMBULE**

Ce chapitre présente les résultats de l'expérience menée en juin 2003 sur l'Isère. Ce type d'expérience « *in vivo* » n'avait jamais été réalisé au niveau européen. Nous avons disposé dans le chenal une soixantaine de troncs (Photographie 28) et observé ensuite les modalités de la prise en charge, du déplacement et des dépôts le long du linéaire de l'Isère entre la commune d'Essert-Blaye et Grenoble (Carte 13).



**Photographie 28 :** Illustration des différentes étapes de mises en place de l'expérience réalisée sur l'Isère en juin 2003 (B. Moulin).



**Carte 13 :** Localisation des secteurs de l'expérience réalisée en juin 2003 sur l'Isère.

## **1) SECTEUR D'ETUDE**

L'expérience a eu lieu dans le tronçon court-circuité situé à l'aval du barrage d'Aigueblanche (Carte 13). Dans ce tronçon, le débit réservé est de  $1,35 \text{ m}^3/\text{s}$ , soit  $1/40^{\text{ème}}$  du module. Le 24 juin 2003, nous avons bénéficié d'un essai de lâcher d'eau destiné à l'officialisation du nouvel Automate Programmable de Barrage (APB) et du nouveau mode d'exploitation de la retenue d'Aigueblanche auprès des différentes autorités et acteurs de l'eau (DRIRE, DDPC...). Le débit maximal déversé devait être au plus proche de  $100 \text{ m}^3/\text{s}$  par valeur inférieure. Le lâcher d'eau s'est déroulé selon la logique suivante :

- un premier palier d'une demi-heure suivi par une augmentation du débit de  $1,35 \text{ m}^3/\text{s}$  (débit réservé) à  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  en quatre minutes,
- un deuxième palier d'un quart d'heure, suivi d'une montée de  $20$  à  $40 \text{ m}^3/\text{s}$  en deux minutes,
- un troisième palier de trois quarts d'heure, suivi d'une augmentation brutale du débit de  $40$  à  $120 \text{ m}^3/\text{s}$  en huit minutes.

## **2) METHODOLOGIE**

Sur un secteur d'un kilomètre de long situé 14 kilomètres à l'aval du barrage d'Aigueblanche, nous avons placé 64 troncs d'Épicéa (*Picea abies*) d'une longueur de 2,5 mètres, d'un diamètre compris entre 0,13 et 0,15 mètres. Les troncs ont été disposés sur deux bancs latéraux différents, alternés en rive droite et en rive gauche et se succédant.

Sur chaque banc, 11 troncs ont été placés en tête de banc (station 1), 11 troncs sur le corps de banc (station 2) et 10 troncs sur la queue de banc (station 3). Chaque banc possède donc au total 32 individus.

Sur chaque station, les troncs ont été disposés selon une logique altitudinale en trois classes, définies par rapport à la hauteur de la ligne d'eau pour un débit réservé de  $1,35 \text{ m}^3/\text{s}$ , soit entre 0 et 0,2 m (classe 1), 0,2 m et 0,4 m (classe 2), 0,4 et 0,6 m (classe 3).

Dans chaque classe altitudinale, les troncs sont soit parallèles, soit perpendiculaires à l'axe du chenal principal. Un code couleur a été élaboré pour



distinguer visuellement la classe altitudinale des troncs ainsi que leurs angles par rapport à l'axe du chenal principal (Photographie 29).



**Photographie 29 :**  
Détail de la station 1, tête de banc. Classe altitudinale de 0 à 0,2 mètres. Observez l'échelle à maximum à gauche de la photographie (B. Moulin).

Sur la moitié des troncs, des systèmes racinaires ont été matérialisés, à l'aide de croisillons en bois, afin d'augmenter leur rugosité (Photographie 29). Pour chaque tronc, un codage à l'aide de clous a été réalisé afin de l'identifier individuellement. Chaque tronc possède une position géographique, relevée au GPS (Photographie 30).



**Photographie 30 :**  
Détail de la station 1, queue de banc. Relevés GPS et croisillons en bois (2003, A. Moulin).

Nous avons installé des échelles à maximum sur cinq des six stations afin de mesurer les hauteurs d'eau atteintes (Photographie 29). Une des stations n'a pas pu être équipée du fait de l'absence d'ancrage nécessaire à la fixation de l'échelle. Des

transects topographiques ont été réalisés sur chaque station avant et après l'expérience.

Lors du lâcher d'eau, nous avons noté, pour chaque station, d'une part l'heure de départ de chaque individu, d'autre part, avec un pas de temps de 15 minutes, puis 5 minutes lors de l'arrivée de la lame d'eau, la cote des échelles à maximum. Un relevé des horaires de passage des individus a été effectué sur trois sites d'observation situés à l'aval du secteur de départ, respectivement à trois, quatorze et trente kilomètres (Carte 13). Enfin, une prospection des 80 premiers kilomètres du linéaire de l'Isère a été réalisée après le lâcher d'eau. Les coordonnées des troncs, la distance parcourue, leur position par rapport à l'axe principal du chenal, le type d'ancrage (troncs ancrés en berge, embâcle, banc...) ont été relevés. Les techniciens du barrage de Saint-Egrève, situé à 100 kilomètres environ du secteur expérimental, ont été avertis de la mise en œuvre de cette expérience et devaient, lors de l'arrivée des troncs, noter la date et le numéro du tronc.

### **3) RESULTATS**

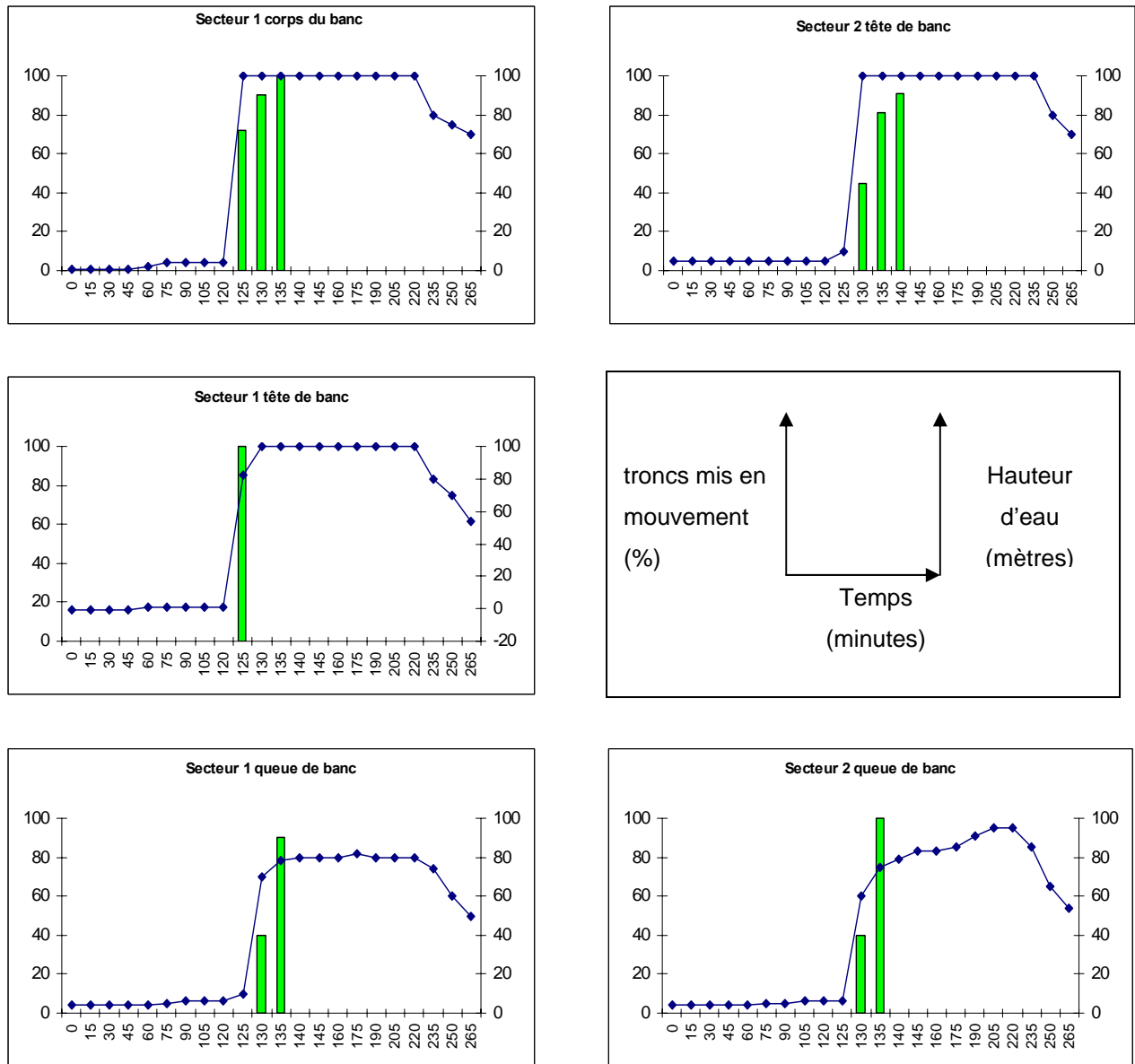
Sur les 64 troncs placés dans le chenal, 62 ont été mis en mouvement dont 59 sur plus de 100 mètres. Sur ces derniers, 52 troncs ont été récupérés à l'aval sur une distance maximale de prospection de 80 kilomètres. Deux troncs ont été récupérés au barrage de Saint-Egrève le 27 juin 2003, soit 3 jours après le test ; 8 troncs ont été extraits depuis de la retenue du barrage de Saint-Egrève, le dernier le 21 octobre 2003, soit 13,5 % des troncs mis en mouvement sur plus de 100 mètres.

#### **3.1) Evolution de la hauteur d'eau et mise en mouvement des troncs**

Un débit maximum de  $97 \text{ m}^3/\text{s}$  a été déversé lors de cet essai. Les hauteurs sur le secteur expérimental ont augmenté de plus d'un mètre en moins de cinq minutes (Figure 66). Au niveau du secteur expérimental, les trois vagues de lâcher successives se sont rattrapées. L'augmentation de la hauteur d'eau a été très rapide, moins de cinq minutes en moyenne. En moins de dix minutes, plus de 97 % des troncs ont été mis en mouvement, quelque soit la station d'observation.



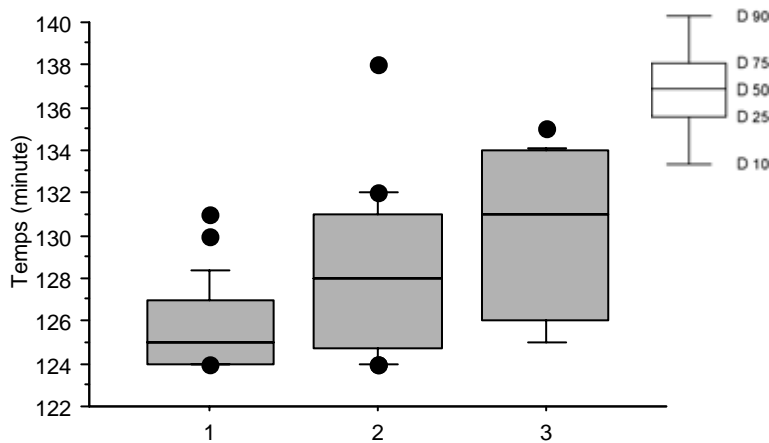
**Figure 66 : Augmentation de la hauteur d'eau et mouvement des troncs.**



### **3.2) Modalités de mise en mouvement des individus**

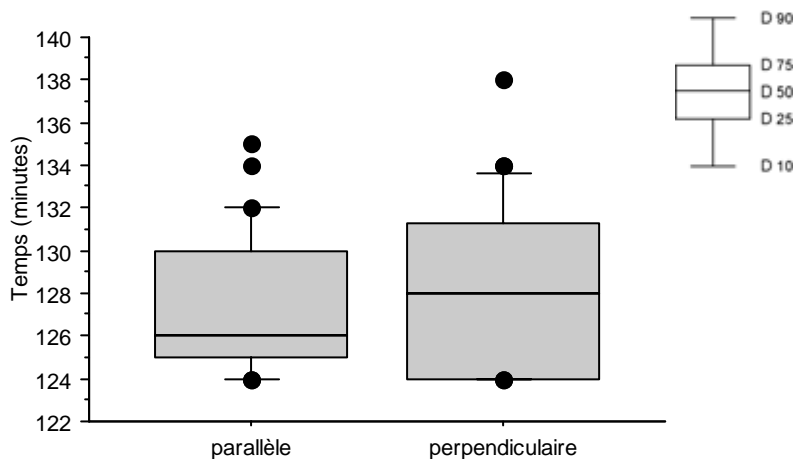
Les résultats montrent que :

- Le moment où s'effectue la mise en mouvement des troncs est en relation avec l'altitude du tronc par rapport à la ligne d'eau. Plus l'individu est proche de la ligne d'eau, plus il est mis en mouvement rapidement (Figure 67).



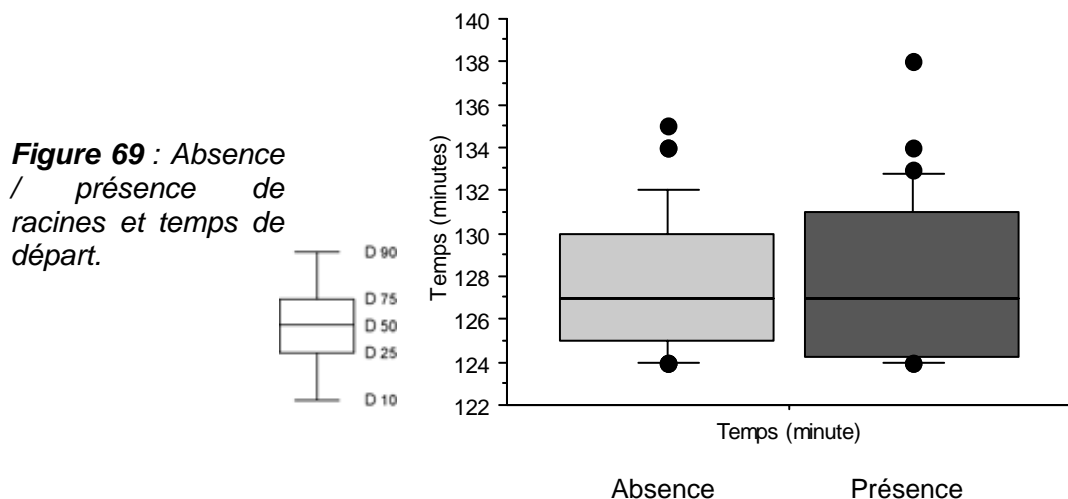
**Figure 67 :** Classe altitudinale et temps de départ (classe 1 entre 0 et 0,2 m ; classe 2 entre 0,2 m et 0,4 m ; classe 3 entre 0,4 et 0,6 m).

- L'angle des troncs par rapport à l'axe du chenal principal n'affecte pas significativement leur mise en mouvement (test de Mann-Whitney,  $p = 0.86$ ,  $n = 64$ ) (Figure 68).



**Figure 68 :** Position du tronc dans le chenal et temps de départ.

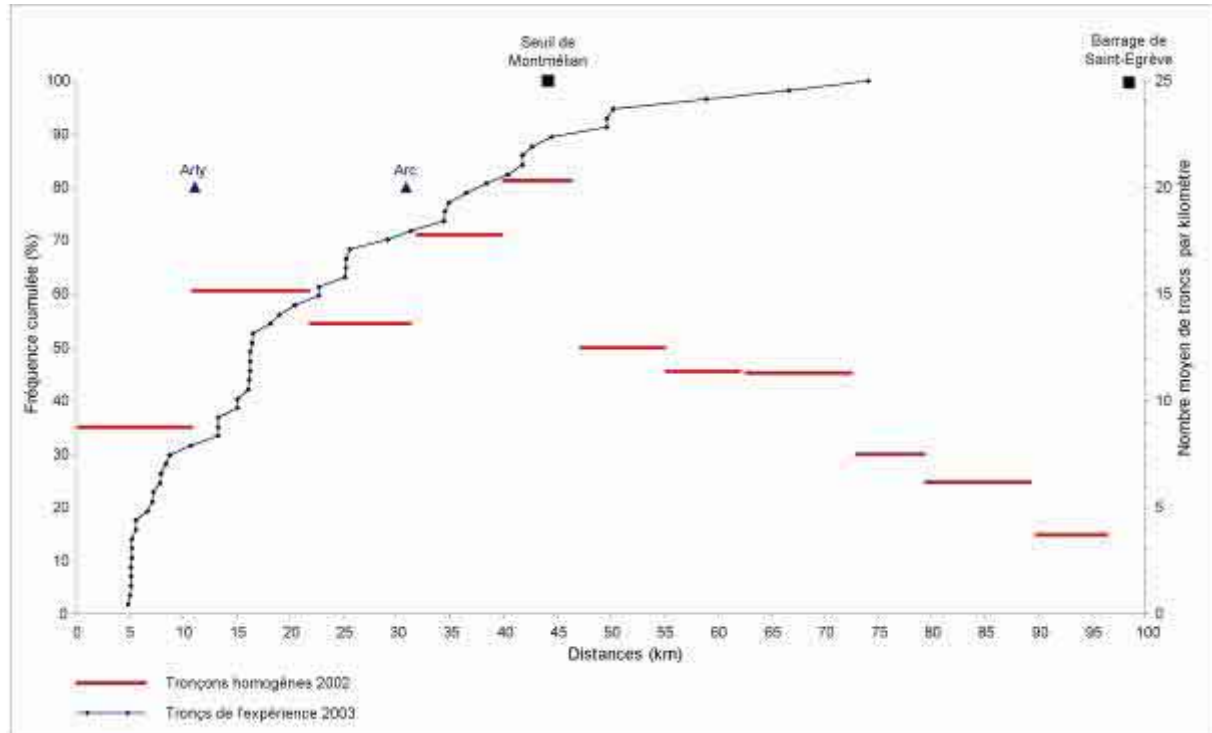
- La présence de racines ne retarde pas la mise en mouvement des troncs, le test statistique n'est pas significatif (test de Mann-Whitney,  $p = 0.65$ ,  $n = 64$ ) (Figure 69).



**Figure 69 :** Absence / présence de racines et temps de départ.

### 3.3) Distance parcourue et caractéristiques des troncs

La figure 70 montre la répartition des 52 troncs récupérés à l'aval sur le linéaire de l'Isère.



**Figure 70** : Fréquence cumulée des troncs récupérés à l'aval du secteur expérimental en 2003 et comparaison avec le nombre moyen de troncs par tronçon homogène pour les années 2002 et 2004.

On observe sur la figure 70 que la distance inter-tronc tend à augmenter de l'amont à l'aval. La concentration des troncs diminue en direction de l'aval. Plus de 90 % des troncs mis en mouvement se sont déposés en amont de Montmélian sur les tronçons homogènes où les plus fortes concentrations ont été mesurées en 2002 et 2004. Ces tronçons homogènes ont une rugosité très importante et piègent efficacement les bois. Les troncs dont l'altitude était la plus élevée ont parcouru les distances les plus faibles, en moyenne 8,6 kilomètres. Les troncs appartenant aux classes d'altitudes 0 à 0,20 mètres et 0,20 à 0,40 mètres ont respectivement parcouru en moyenne 20,2 kilomètres et 22,0 kilomètres.

Les croisillons de bois, fixés sur les troncs de façon à augmenter la rugosité, ont été arrachés lors de la phase de transport. De ce fait, aucune donnée ni comparaison n'ont pu être établies sur l'impact du système racinaire et la distance

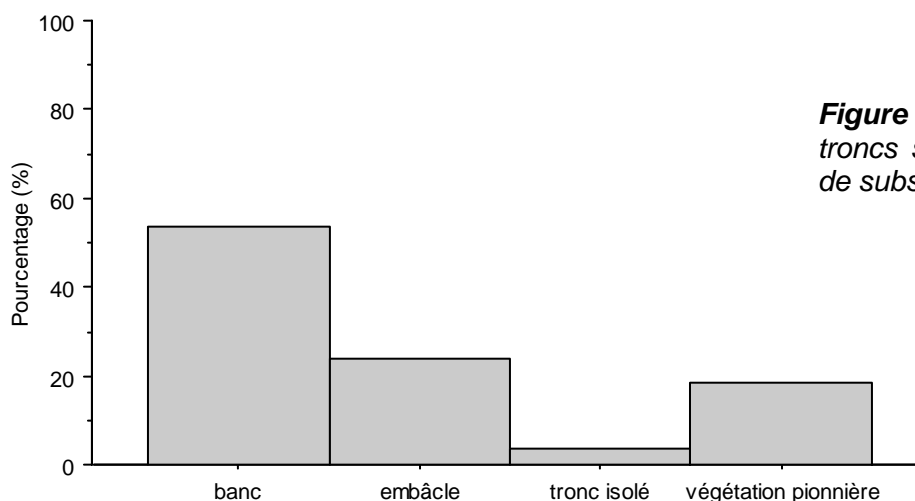
parcourue par les troncs. Aucune relation statistique n'a été établie entre la position du tronc au départ soit perpendiculaire, soit parallèle et la distance parcourue par les individus.

Deux troncs sont arrivés au barrage de Saint-Égrève le 27 juin 2003, soit trois jours après l'expérience. Il s'agit des troncs numéro 28 et 50. Le tronc 28 appartient à la classe altitudinale 1 (entre 0 et 20 centimètres), il était positionné sur le secteur 1, en queue de banc, parallèlement à l'axe du chenal et ne possédait pas de système racinaire. Sa prise en charge a eu lieu à  $t = 125$  minutes, soit dès le début de l'augmentation de la hauteur de la ligne d'eau. Le tronc 50 appartient à la classe altitudinale 2 (entre 20 et 40 centimètres), il était positionné sur le secteur 2, sur le corps du banc, perpendiculairement à l'axe du chenal et ne possédait pas de système racinaire. Sa prise en charge a eu lieu à  $t = 129$  minutes, soit dès le début de l'augmentation de la hauteur de la ligne d'eau.

Six troncs sont également arrivés au barrage de Saint-Égrève entre le 19 juillet 2003 et le 21 octobre 2003. Quatre d'entre eux avaient été localisés au sein du linéaire de l'Isère après l'expérience, les deux autres n'avaient pas été localisés. Ce résultat montre que le transport n'est pas continu mais semble se faire par étape. La rugosité du secteur, et donc la hauteur de la ligne d'eau, semblent être des paramètres clés pour appréhender les distances potentielles de transport.

### **3.4) Typologie des dépôts**

Les 52 troncs récupérés à l'aval ont été piégés sur quatre types de substrat (Figure 71).



**Figure 71** : Fréquence des troncs selon les quatre types de substrat.

52 % des troncs se sont déposés sur des bancs, dont 75 % sur la tête de banc, 15 % sur le corps du banc et 10 % en queue de banc (Photographie 31).



**Photographie 31 :**  
*Dépôt en queue de banc médian à l'aval de la pile du pont SNCF de Pont-Royal (B. Moulin).*

25 % des troncs se sont déposés dans les embâcles présents dans le chenal et 18,5 % des troncs ont été piégés par de la végétation pionnière. 4,5 % des troncs ont été piégés contre des troncs isolés présents sur les bancs (Photographie 32).

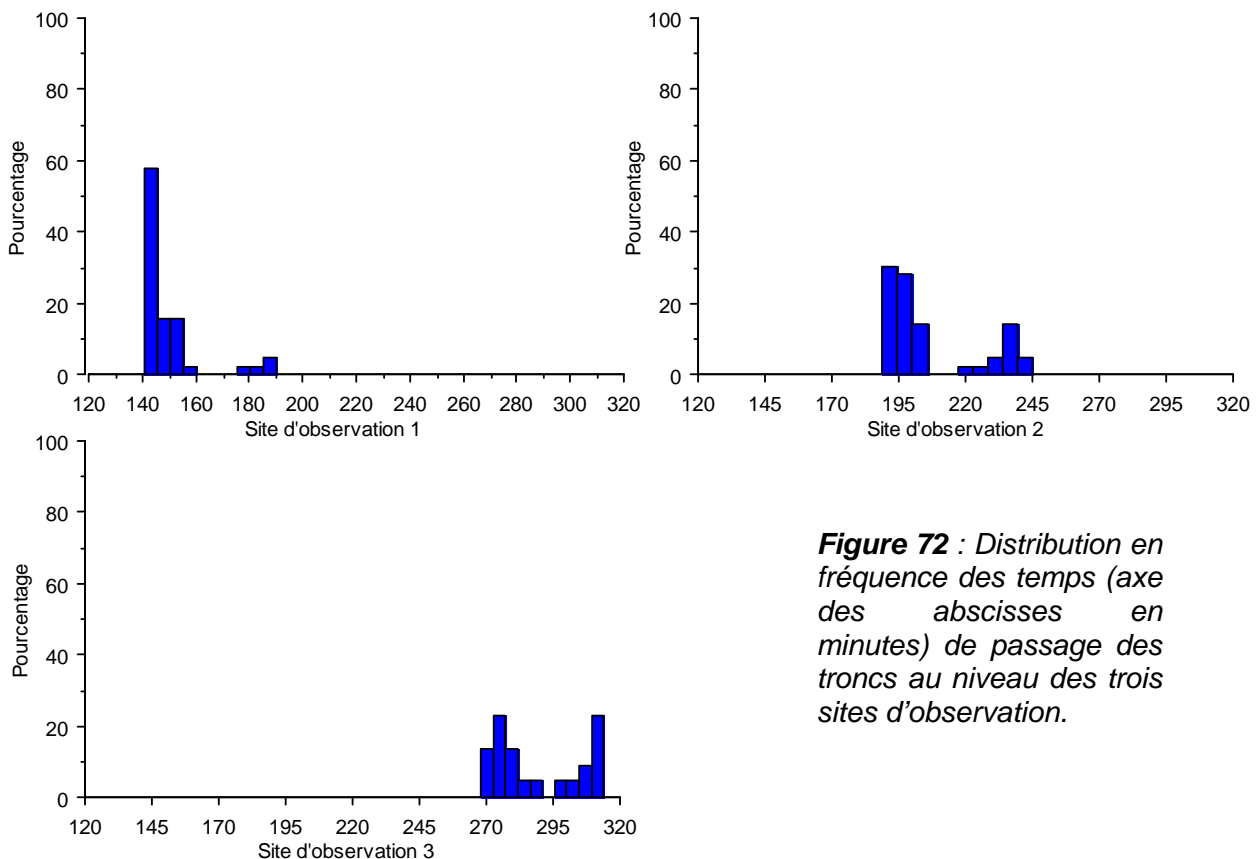


**Photographie 32 :**  
*Dépôt sur le front d'un embâcle à l'amont du pont de la RN 91 (B. Moulin).*

### **3.5) Temps de passage et vitesse des troncs**

La distribution en fréquences des temps de passage des troncs au niveau des trois points d'observations (Figure 72) montre que, plus la distance augmente, plus le

nombre d'individus comptés est faible et plus le flux de troncs est étalé dans le temps.



**Figure 72 :** Distribution en fréquence des temps (axe des abscisses en minutes) de passage des troncs au niveau des trois sites d'observation.

La vitesse des troncs a été calculée entre le pont de Saint-Thomas (point 1) et le pont de Gilly-sur-Isère (point 2). Seuls dix individus ont été clairement identifiés sur ces deux points de mesures. La vitesse moyenne des troncs est de 6,6 km/h, elle varie entre 2,1 km/h et 8,8 km/h. Dans tous les cas, la vitesse des troncs est inférieure à la vitesse de l'eau qui est de 10,6 km/h entre les deux ponts.

#### **4) DISCUSSION**

Les distances parcourues sont faibles, 50 % des troncs ont été piégés sur les quinze premiers kilomètres du linéaire de l'Isère et 80 % des troncs ont été piégés sur les trente-cinq premiers kilomètres. La rugosité du chenal semble contrôler la distance parcourue par les troncs. Les éléments rugueux du chenal sont principalement, dans le cadre de l'expérience, les bancs qui ont piégé la moitié des troncs mis en mouvement. Ce résultat confirme les observations réalisées sur la

Drôme par Piégay (1999) qui constate que lorsque les niveaux d'eau diminuent lors d'un événement de crue, les premiers éléments de rugosité stoppant le bois mort sont les hauts fonds.

Les embâcles participent à la rugosité du chenal : 25 % des troncs mis en mouvement ont participé à l'engraissement des embâcles. Enfin les bancs sur lesquels de la végétation pionnière s'est développée ont piégé 18, 5 % des troncs mis en mouvement.

Plus le débit est important, plus l'origine de la rugosité dans le chenal va varier. En effet, la hauteur d'eau augmentant, les bancs sont immergés et piègent moins. Les éléments rugueux du chenal sont alors les parties des bancs où de la végétation pionnière est présente (généralement sur les parties sommitales des bancs). Le piégeage est plus important du fait de l'effet de peigne (Boyer, 1998). Ce phénomène est une des explications possibles (évoqué dans la partie I) des quantités importantes de bois mort piégées sur certains secteurs où de la végétation pionnière était présente en 2004 lors de la crue de l'Arly.

Les vitesses moyennes de déplacement des troncs sont inférieures à la vitesse moyenne de l'eau. On peut penser que si la prise en charge des troncs a lieu lors de la montée des eaux (le débit atteint détermine pour une bonne part la quantité de bois mort pris en charge puisqu'il conditionne la hauteur de la ligne d'eau atteinte), les distances parcourues seront, elles fonction, de la durée pendant laquelle les hauts débits se maintiennent, et non de l'intensité du débit atteint. Plus les hauts débits sont soutenus dans le temps et l'espace plus les distances parcourues par le bois mort seront importantes (si, bien sûr, la rugosité du chenal le permet). Ce sont donc les individus partis les premiers qui vont le plus loin.

Les faibles distances parcourues montrent aussi que, dans le cas de bois produit naturellement par érosion de berge par exemple, les sites de dépôts seront vraisemblablement à proximité des sites de production. Dans tous les cas, les résultats de l'expérience montrent que le transport des troncs n'est pas continu.

Nous n'avons pas pu maîtriser complètement les conditions expérimentales. Les hauteurs d'eau atteintes ont été mal évaluées du fait d'un manque de temps et de pratique pour ce type de mesure. L'effet, d'une part de l'angle des pièces, d'autre part de la présence / absence d'un système racinaire sur les vitesses de mise en mouvement n'a pu être étudié. Aucune comparaison n'est donc possible avec les travaux réalisés par Braudricks *et al.*, (1997, 2000) ou Hygelund et Manga (2003).

Toutefois, les observations réalisées au niveau des stations montrent que le transport des troncs lors de leur départ s'est fait en masse. Ensuite, plus la distance augmente, plus le transport des troncs semble individualisé. Les observations vidéo réalisées au pont d'Essert-Blaye montrent que les troncs se déplacent individuellement au-delà d'une certaine distance (qu'il nous reste à déterminer) mais semblent emprunter des trajectoires similaires après certaines diffluences. Déterminer les trajectoires préférentielles du déplacement du bois mort dans les chenaux est un des aspects fondamentaux à analyser dans le cadre d'une gestion soit par piégeage, soit par dérivation (drone). Dans ce cadre, nous travaillons actuellement avec la CNR et les Services Industriels de Genève afin de déterminer les trajectoires préférentielles du déplacement des troncs à l'entrée de barrage où les accumulations posent problème ; ce projet est en cours de montage. Des tests sont en cours afin de déterminer quels types de systèmes de localisation sont optimaux pour cartographier le déplacement du bois mort dans le chenal du Rhône. A partir des résultats issus de cette étude des « trajectoires-types » du bois mort, à l'entrée des ouvrages, il est envisagé de mettre en place des solutions destinées à réduire les problèmes et désagréments, soit en canalisant le flux, soit en favorisant le piégeage des bois morts.





## **CHAPITRE 2**

**ELEMENTS SUR LE DEPLACEMENT ET  
LE RENOUVELLEMENT DE LA  
POPULATION DE TRONCS A L'ECHELLE  
STATIONNELLE**



## **PREAMBULE**

Ce chapitre présente les résultats du suivi temporel de 306 troncs observés sur les secteurs où la densité d'individus est élevée en 2002. Cette méthode a permis de déterminer à la fois les entrées et sorties des individus ainsi que la nature des mécanismes de sortie (déplacement ou coupe). En revanche, l'étude de leur déplacement dans le bassin versant n'a pu être réalisée, car retrouver les troncs partis s'est avéré très difficile et trop long à l'échelle du temps de l'étude.



## **1) METHODE**

A partir des résultats obtenus lors de l'étude de la distribution spatiale des débris ligneux (Partie I), les secteurs où la densité d'individus est élevée, ont été choisis pour réaliser une étude plus fine des débris ligneux présents en 2002 (Carte 9). Chaque tronc, dont le diamètre et la longueur sont respectivement supérieurs à 0,125 m et 2,5 m, a été systématiquement mesuré sur l'Arc, l'Isère et l'Arly en 2002.

Un codage de tous les troncs décrits a été réalisé également lors de cette étape à l'aide de clous (Photographie 33). Chaque tronc possède un code unique (Photographie 33). Il doit permettre, en plus de la position GPS des individus, d'étudier :

- les entrées et les sorties des individus en place et des nouveaux individus, à l'échelle des secteurs où la densité d'individus est élevée,
- les déplacements des individus au sein du secteur de mesure et à l'intérieur du bassin versant. Les exploitants du barrage de Saint-Egrève sont prévenus de ce protocole et attentifs à la présence de clous sur les troncs extraits au niveau de l'ouvrage.



**Photographie 33 :** En haut, exemple de codage sur le tronc numéro 143. A gauche, présentation des différents types de clous utilisés pour le codage en 2002 et lors de l'expérience réalisée en juin 2003 (B. Moulin).

Entre août et septembre 2003, nous sommes retournés sur les secteurs de mesures afin de localiser les bois codés en 2002 et d'étudier les caractéristiques des troncs « arrivés », « stables » et « partis » sur ces secteurs, selon la méthode développée dans le chapitre 1 de la partie III.

## **2) RESULTATS**

En 2003, sur un total de 306 troncs identifiés sur l'ensemble du bassin versant de l'Isère à l'amont de Grenoble en 2002, 129 troncs n'ont pas bougé (42 %) et 177 (58 %) ne sont plus présents sur les stations de mesures, dont 76 ont été coupés (25 %) et 101 (33 %) se sont déplacés. Des différences existent entre les stations (Tableau 17).

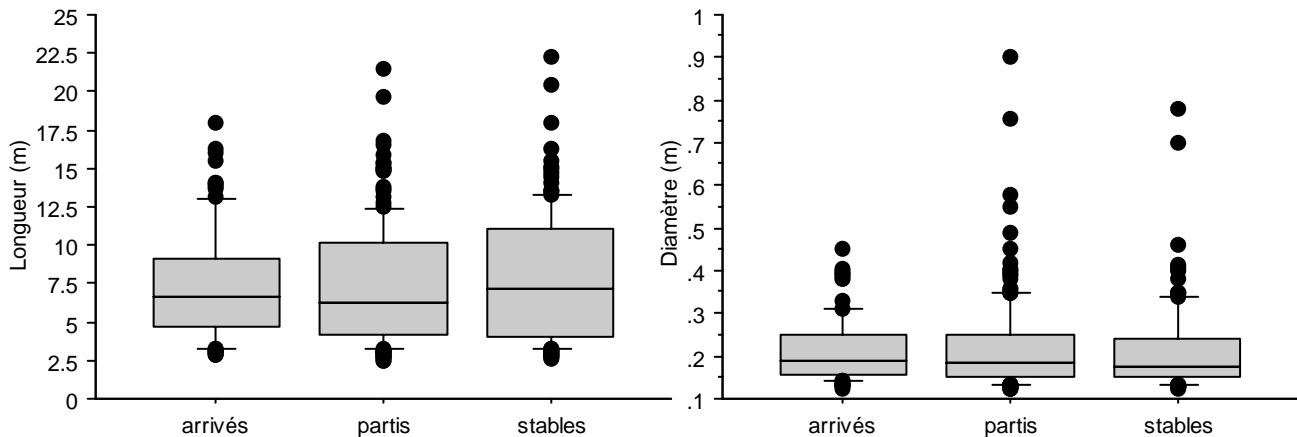
Stations	Troncs présents en 2002	Départ (déplacement dont (/) coupé)	Troncs arrivés entre 2002 et 2003	Troncs présents en 2002 et 2003	Troncs présents en 2003
Arc	80	28 / 11	32	52	84
Arly	21	13 / 0	2	8	10
Bugéon	13	3 / 0	0	10	10
Isère 1	90	66 / 52	28	24	52
Isère 2	51	38 / 13	11	13	24
Isère 3	51	29 / 0	28	22	50
Total	306	177 / 76	101	129	230

**Tableau 17 :** Taux de renouvellement des troncs à l'échelle stationnelle.

Sur l'ensemble des secteurs étudiés et pour chaque cours d'eau, on observe que le renouvellement est faible. Même si des apports de troncs provenant des secteurs amont ont eu lieu (101 nouveaux troncs sont arrivés entre 2002 et 2003), la population de troncs de chaque secteur diminue, hormis sur l'Arc où les départs sont égaux aux arrivées, de même que sur la station Isère 3. L'entretien a contribué, à hauteur de 43 %, à l'élimination des troncs déposés sur les bancs.

## **2.1) Caractéristiques morphométriques et morphologiques des individus mis en mouvement**

### **2.1.1 Longueur et diamètre**



**Figure 73 :** Répartition des longueurs et des diamètres des individus.

Les troncs mis en mouvement possèdent une longueur moyenne de 7,32 mètres contre 7,84 mètres pour les individus restés sur place, un diamètre moyen de 0,22 mètres contre 0,21 mètres pour les individus restés sur place ; 90 % des troncs mis en mouvement possèdent une longueur inférieure à 12,4 mètres (contre 13,3 mètres pour les individus restés sur place) et un diamètre inférieur à 0,338 mètres (contre 0,348 mètres pour les individus restés sur place). Seuls 19 des individus mis en mouvement possèdent une longueur supérieure à 12,1 mètres et seuls 19 individus possèdent un diamètre supérieur à 0,321 mètres. Les individus « arrivés » possèdent un diamètre moyen de 0,21 mètres et une longueur moyenne de 7,48 mètres (Figure 73).

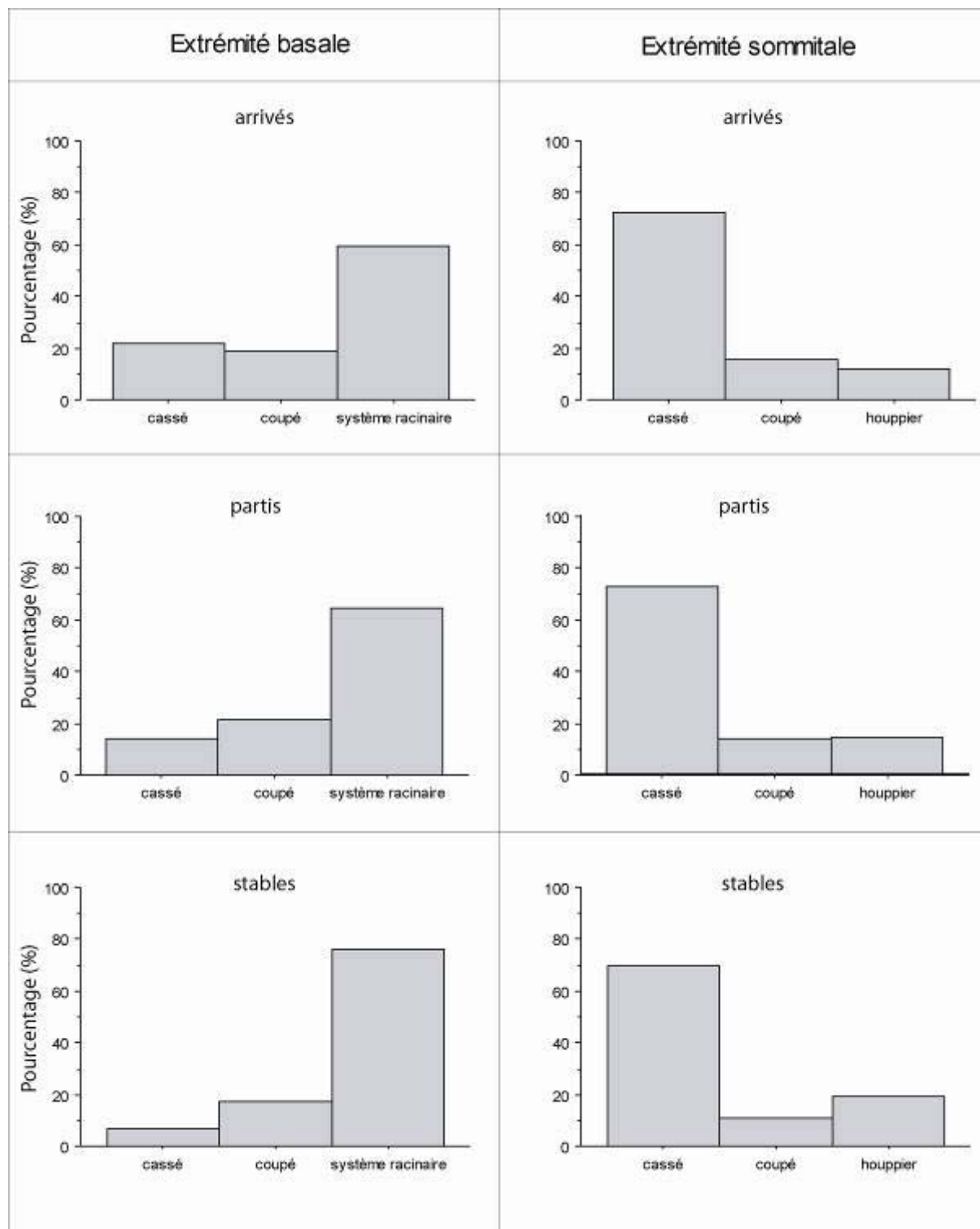
Il n'y a pas de différence statistique significative entre le diamètre et la longueur des troncs « arrivés », « partis » et « stables ».

### **2.1.2) Caractéristiques morphologiques des individus**

Aucun test statistique n'a permis de mettre en évidence que la présence d'un système racinaire est un facteur de stabilité du tronc dans le chenal, comme l'ont montré Braudricks et al. (1997, 2000) dans des chenaux expérimentaux. 65 % des



troncs mis en mouvement et 76 % des troncs restés sur place possèdent un système racinaire (Figure 74). 14 % des troncs mis en mouvement et 7 % des troncs restés sur place ont leur extrémité basale cassée. 21,5 % des troncs « partis » et 17 % des troncs « stables » ont été coupés.



**Figure 74 :** Caractéristiques des extrémités basales et sommitales des troncs « arrivés », « partis » et « stables ».

Sur l'ensemble des troncs « arrivés » (Figure 74), 60 % possèdent un système racinaire, dont 76 % sont d'origine ripicole (*Alnus* et Salicacées). 22 % des troncs possédant un système racinaire sont des arbres pourvus de leur houppier, soit des arbres entiers dont 96 % sont d'origine ripicole. 18 % des troncs analysés ont été coupés, donc d'origine anthropique dont 58 % aux deux extrémités (40 % de ces cas sont des conifères, 33,3 % des salicacées, 20 % des aulnes). 22 % des troncs analysés sont cassés.

45,5 % des troncs mis en mouvement et 56 % des troncs restés sur place possèdent des branches. 14 % des troncs mis en mouvement et 22 % des troncs restés sur place possèdent un houppier. 53 % des troncs « arrivés » possèdent des branches, 25 % possèdent des feuilles, 12 % des troncs prélevés sont des cépées. Aucune présence de rejets n'a été observée sur les individus arrivés analysés.

56 % des troncs « arrivés » possèdent un tronc intact sans aucune trace d'abrasion, 44 % n'ont plus ou peu d'écorce (taux de recouvrement du fût inférieur à 50 % de la surface observable). Parmi ces 44 %, 88 % ont leur fut lisse tandis que 12 % ont un fût lacéré du fait de l'abrasion.

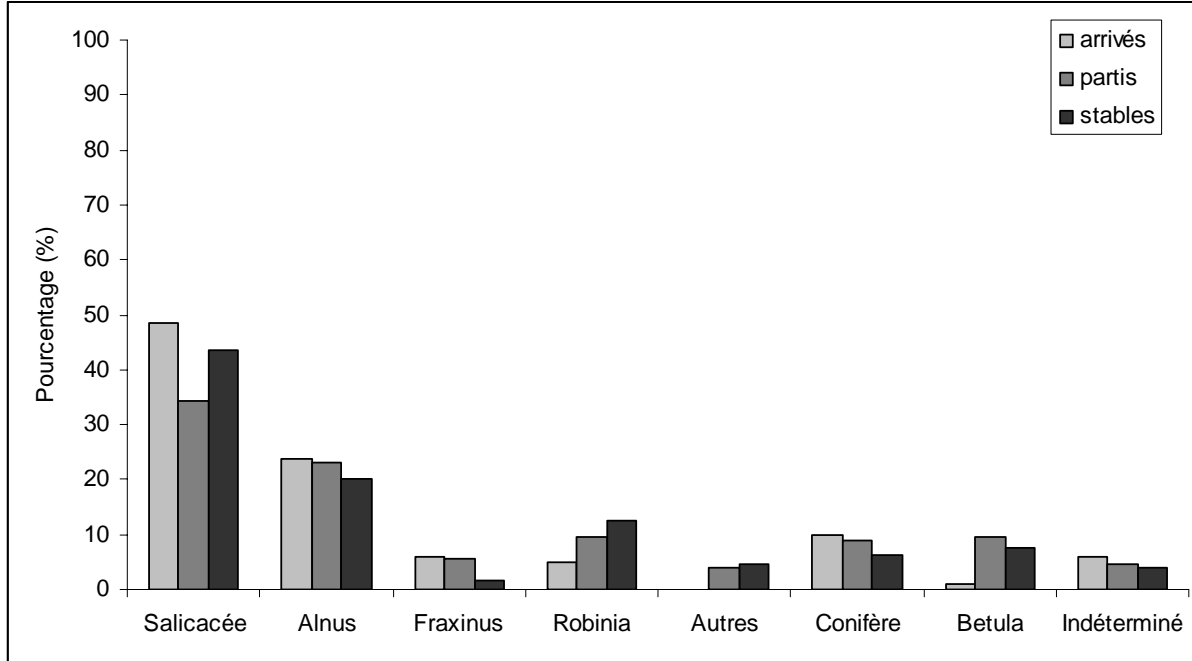
### 2.1.3) Position des troncs dans le chenal

34,5 % des troncs mis en mouvement et 24 % des individus restés sur place ont une position oblique par rapport au chenal. 46,5 % des individus mis en mouvement et 50 % des individus restés sur place ont une position parallèle. 20 % des individus mis en mouvement et 26 % des individus restés sur place ont une position perpendiculaire.

57 % des individus « arrivés » ont une position parallèle à l'axe du chenal, 12,5 % ont une position oblique, 30,5 % ont une position perpendiculaire. Aucun test statistique n'a permis de mettre en évidence que la présence d'un système racinaire sur les troncs « arrivés » induit une orientation préférentiellement parallèle.

## **2.2) Taxons des individus « arrivés »**

96 % des troncs « arrivés » ont été identifiés. Même si les genres des bois sont très diversifiés, trois groupes peuvent être distingués (Figure 75) :



**Figure 75 :** Distribution des taxons des troncs « arrivés », « partis » et « stables » mesurés en 2003.

- les genres d'origine ripicole représentent 73 % des troncs identifiés, dont 49 % appartiennent à la famille des salicacées et 24 % sont des aulnes,
- les taxons des forêts de bois dur représentent 12 % des troncs identifiés, dont 6 % sont des frênes et 5 % des robiniers,
- les taxons présents sur les têtes de bassin représentent 11 % des troncs identifiés. 10 % sont des conifères, 1 % du bouleau.

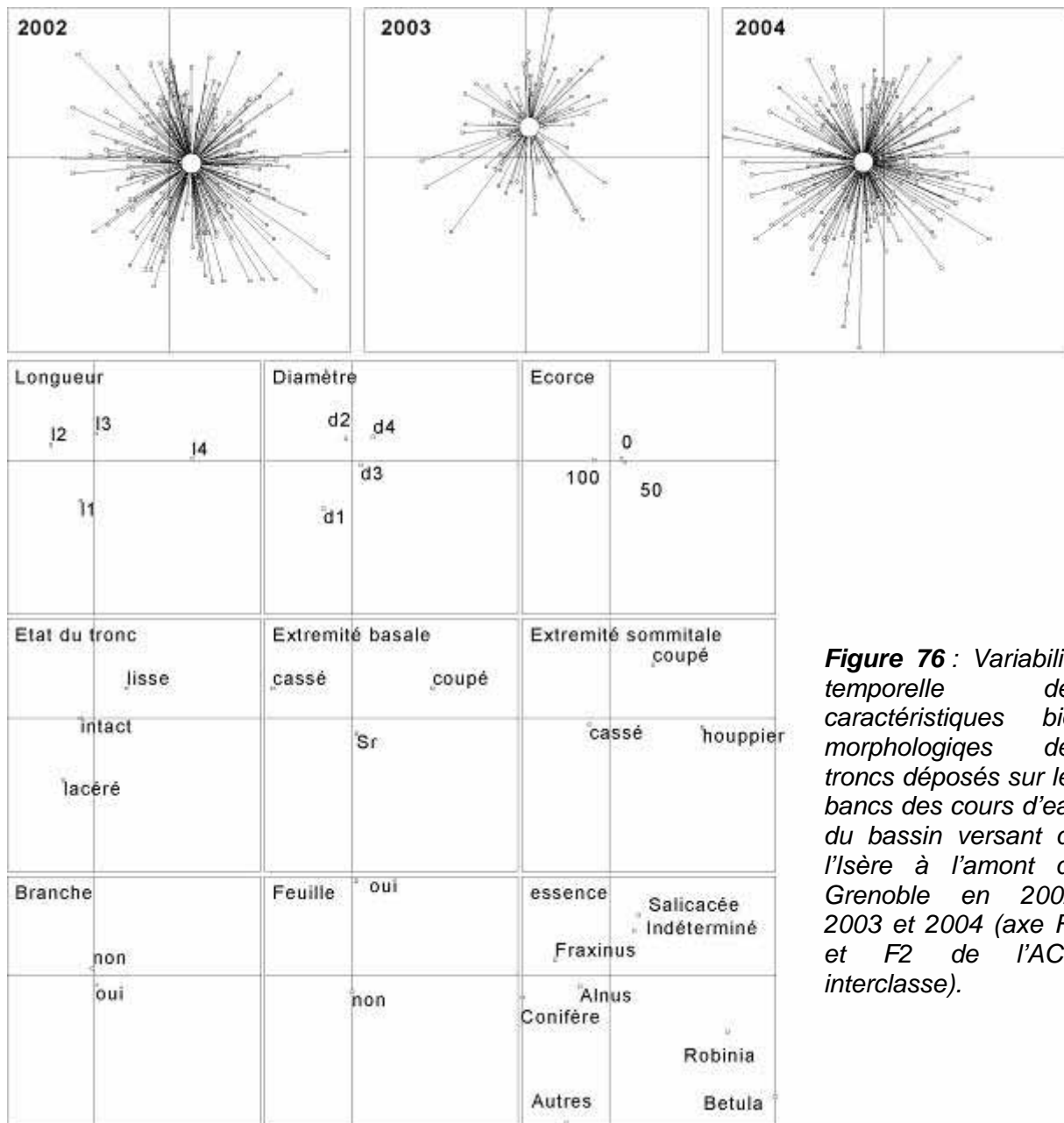
## **3) SYNTHESE**

Les entrées et les sorties des troncs à l'échelle stationnelle ont pu être mesurées à partir du codage mis en place en 2002 sur les troncs et de la position GPS de chaque tronc.

Seuls douze troncs (sur la centaine mis en mouvement) ont été récupérés fin 2003 au droit du barrage de Saint-Egrève. En 2004, six troncs supplémentaires ont été localisés au niveau de Montmélian après la crue de l'Arly. La provenance des

troncs n'a pas pu être identifiée avec certitude pour treize des dix huit troncs récupérés car le codage n'était plus lisible. Les cinq troncs récupérés provenaient de la station Isère 3 (quatre individus) et de l'Arc (un individu), ils ont été extraits du barrage de Saint-Egrève. Aucune comparaison entre leur état initial, mesuré dans le chenal, et leur état au droit du barrage n'a pu être réalisée, car l'exploitant (malgré les consignes), après l'extraction des troncs de la retenue du barrage, les a débité en billots. Il n'a conservé que les bûches sur lesquelles le codage était lisible.

Afin de comparer les caractéristiques bio-morphologiques des troncs « arrivés » sur les bancs à l'échelle stationnelle entre 2002 et 2003 avec celles des troncs mesurés en 2002 et 2004, nous avons réalisé une analyse en composantes principales interclasse selon les années (Figure 76).



**Figure 76 :** Variabilité temporelle des caractéristiques bio-morphologiques des troncs déposés sur les bancs des cours d'eau du bassin versant de l'Isère à l'amont de Grenoble en 2002, 2003 et 2004 (axe F1 et F2 de l'ACM interclasse).

On constate que les troncs « arrivés » en 2003 sur les bancs sont différents. D'origine ripicole, ils appartiennent une fois sur deux à la famille des salicacées et possèdent des longueurs inférieures à 10,5 m. Leurs diamètres sont plus variables. Un quart des troncs « arrivés » possèdent des feuilles et la moitié environ des branches. Il s'agit donc de troncs entrés récemment dans le chenal des cours d'eau. Les mécanismes d'introduction sont soit l'érosion de berge (60 % des troncs « arrivés » possèdent un système racinaire), soit des résidus de coupe dûe à l'entretien.

Les populations de troncs « arrivés » et « partis » sur les bancs entre 2002 et 2003, alors qu'aucun événement de crue n'a eu lieu durant cette période, confirment les résultats acquis lors de l'étude des volumes extraits de la retenue de Génissiat (Rhône ; Moulin, 1999). Même si aucun événement de crue n'a lieu sur une période, des troncs arrivent dans la retenue puis sont extraits. Une proportion du bois mort présent dans les cours d'eau, sous la forme de troncs isolés déposés sur les bancs, est mobile. Ce transit a lieu aussi sur l'Isère.

Toutefois, il peut s'agir plus d'un transfert de troncs déjà présents dans le chenal, comme le montre également l'approche expérimentale, que d'une production réelle. On peut penser, au vue du nombre de troncs ancrés sur berges (snags) observés sur certains secteurs, qu'aléatoirement certains se détachent de la berge lors de montées des eaux qui ne sont pas forcément significatives en tant que crue. Ils alimentent alors sporadiquement les secteurs de stockage (caractérisés par une rugosité importante) et expliqueraient la forte proportion d'individus mesurés avec des feuilles. Dans tous les cas, il n'y a pas accroissement de la population de troncs stockés dans les chenaux. Même si les arbres ancrés en berge (snags) peuvent alimenter sporadiquement les chenaux en bois mort et même si des transferts ont lieu depuis l'amont vers l'aval, le potentiel de bois mobilisables lors de périodes hors ou inter-crue est limité. Les secteurs amont ne produisent plus et le renouvellement est faible voire négatif. Il s'agit uniquement d'une redistribution de la population de bois morts produite lors de la crue précédente qui constitue l'état initial et va déterminer le caractère, la localisation et la dynamique du transfert des troncs au cours de la période hors ou inter crue sur les secteurs situés à l'aval.

Sur l'Isère, cette hypothèse est compliquée par des débits influencés. Les variations journalières de la hauteur de ligne d'eau induisent un phénomène de « battance » sur les berges des îles ou sur les bancs, et le potentiel érosif de ces

« eaux claires » peut permettre et assurer localement une production et un transfert du bois mort plus continus le long du linéaire des cours d'eau mais toujours inférieurs à ceux d'un débit de crue morphogène.



## **CHAPITRE 3**

# **VARIABILITE TEMPORELLE DES VOLUMES DE CORPS FLOTTANTS EXTRAITS AU DROIT DES BARRAGES**





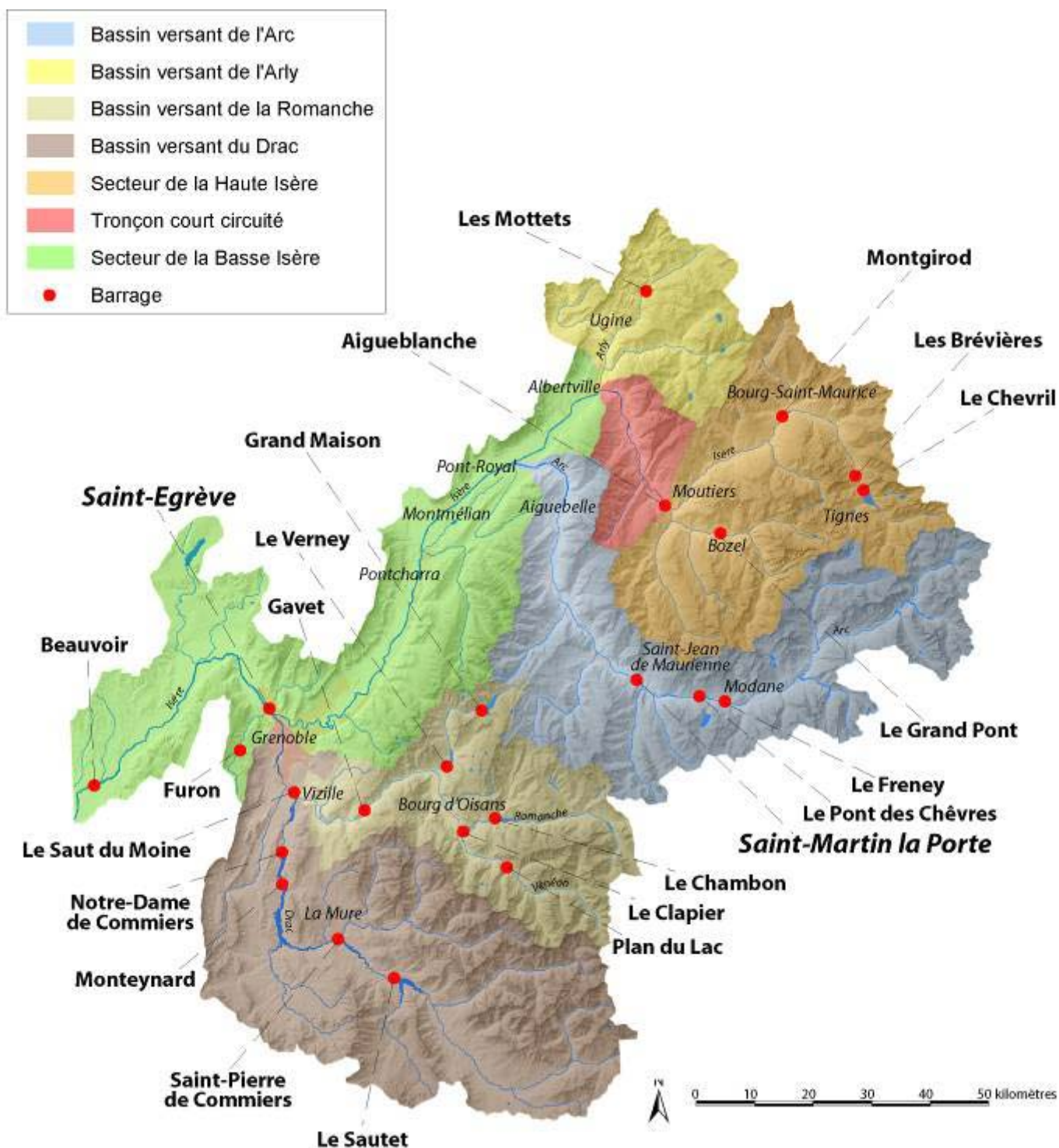
## **PREAMBULE**

Ce chapitre présente les résultats de l'analyse des volumes de corps flottants extraits au droit de deux barrages sur l'Arc et l'Isère et le rapport avec l'hydrologie des cours d'eau amont. Cette démarche s'appuie sur le concept de fenêtre d'observation, développé par Moulin et Piégay (2004) sur le Rhône au barrage de Génissiat. Parce qu'ils piègent l'ensemble des bois morts transitant à l'intérieur d'un bassin versant, certains barrages peuvent être utilisés afin d'étudier quantitativement la dynamique du bois mort en rapport avec l'hydrologie des cours d'eau amont.

On avait pour objectifs d'établir, d'une part des modèles prédictifs des apports de bois mort en fonction du débit des cours d'eau afin de déterminer des débits seuils au-delà desquels les apports de bois mort vont fortement augmenter, et d'autre part d'identifier, à partir d'une analyse de la chronique hydrologique des cours d'eau, quelle partie du bassin versant est à l'origine de l'événement, et quelle est la production de bois mort selon l'origine géographique de l'événement.

Dans ce chapitre, l'ensemble du bassin versant de l'Isère à l'amont du barrage de Saint-Égrève est pris en compte dans les analyses géographiques (Carte 14).

Le terme de corps flottants est largement employé tout le long de ce chapitre. En effet, nous avons choisi d'élargir cette approche aux déchets extraits des retenues des barrages lorsque la donnée était disponible, notamment sur l'Isère. Toutefois, les analyses présentées portent préférentiellement sur le bois mort.



**Carte 14 :** Carte de localisation des principaux sites visités dans le bassin versant de l'Isère afin d'identifier les barrages sur lesquels l'étude de la variabilité temporelle des corps flottants peut être mise en place.

# **1) PRESENTATION DES OUVRAGES ET DES DONNEES DISPONIBLES**

## **1.1) Présentation des ouvrages**

Sur la vingtaine de barrages visités en 2001, deux fenêtres d'observations ont été sélectionnées : le barrage de Saint-Egrève, situé sur l'Isère à l'aval de Grenoble et de la confluence Isère – Drac ; le barrage de Saint-Martin-La-Porte sur l'Arc à l'amont de Saint-Jean-de-Maurienne (Carte 14). Seuls ces deux barrages disposaient d'une chronique des volumes de corps flottants extraits des retenues sur plusieurs années. Les principales caractéristiques techniques des deux fenêtres d'observations utilisées sont présentées dans le tableau 18.

**Tableau 18** : Présentation des principales caractéristiques des fenêtres d'observation.

	Isère	Arc
Barrage	St-Egrève	St-Martin-La- Porte
Date de mise en service	1991	1974
Superficie du bassin versant à l'amont de l'ouvrage (km <sup>2</sup> )	9385	1201
Coordonnée Lambert X	860856,4625	922547,3466
Coordonnée Lambert Y	2031739,357	2034562,299
Rôle du barrage	Hydroélectricité	Hydroélectricité
Type de Turbine	Bulbe	Francis
Hauteur du barrage (m)	16,5	8,5
Hauteur de chute (m)	11,5	156,8
Nombre de vannes	5	3
longueur TCC (km)	néant	8,386
Grue ou Grappin	oui	oui
Dégrilleur	oui	oui

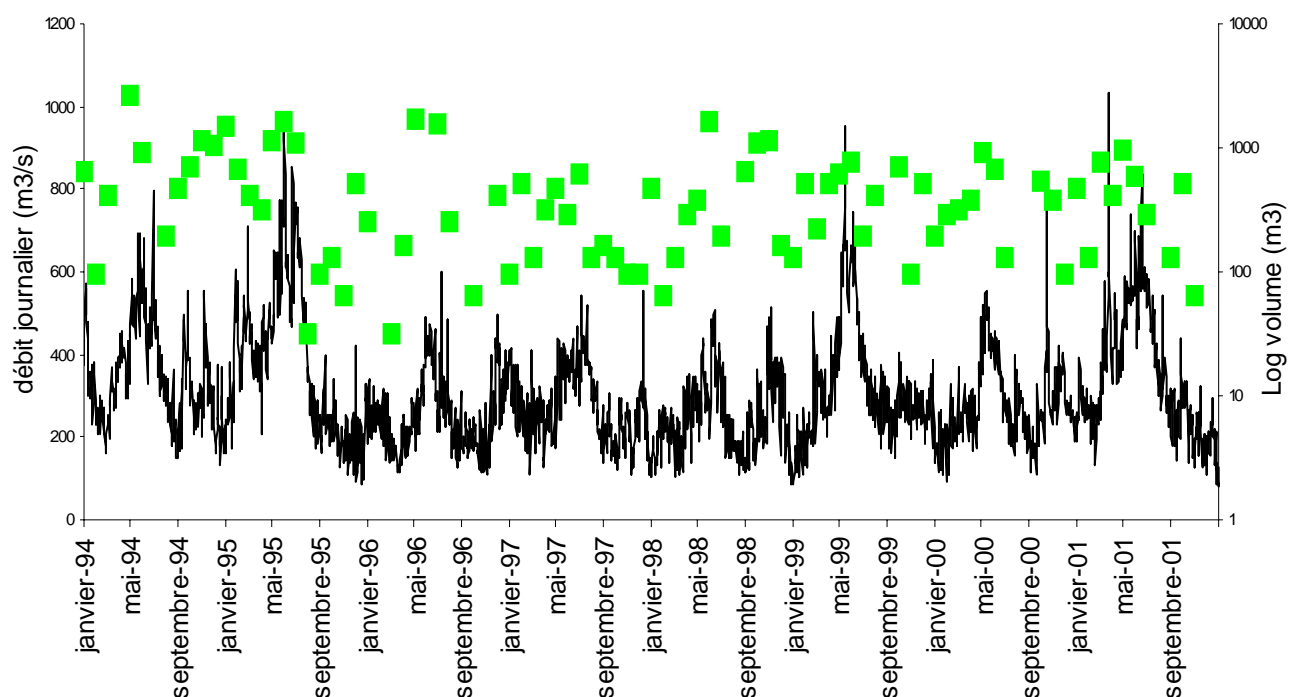
## 1.2) Présentation des données historiques disponibles

### 1.2.1) Corps flottants

**Tableau 19** : Présentation des données disponibles sur l'Arc et l'Isère.

Rivière	Fenêtre d'Observations	Périodes d'extraction	Nombre de dates d'extraction	Volume extrait cumulé par an (m <sup>3</sup> )
Isère	Saint-Egrève	Janvier 1994 – décembre 2001	96	42464
Arc	Saint-Martin-La-Porte	Janvier 1996 – août 2001	55	15230

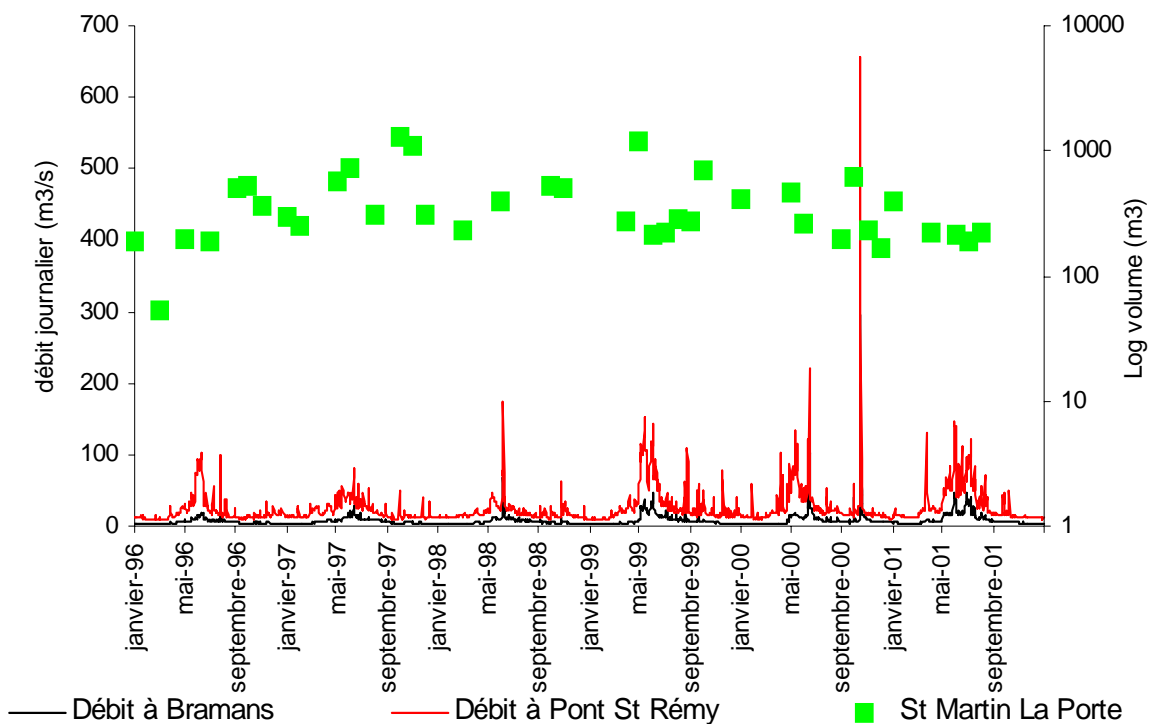
Sur le site du barrage de Saint-Egrève, les données utilisables correspondent aux volumes extraits, selon les apports, entre 1994 et 2001, soit 96 dates pour un volume cumulé de 42464 m<sup>3</sup>. Les corps flottants extraits sont stockés et triés sur place selon leur nature, végétale ou non. Les volumes sont quantifiés lors de l'évacuation. Depuis 1996, c'est le nombre de bennes évacuées, d'une capacité de 32 m<sup>3</sup>, qui est comptabilisé. De 1994 à 1995, les estimations étaient réalisées approximativement par l'exploitant, d'où une possible surestimation des volumes. Sur la période 1994-2001, les débris ligneux représentent 26378 m<sup>3</sup>, les déchets 16086 m<sup>3</sup> (Figure 77).



**Figure 77** : Volumes extraits et débits journaliers au barrage de Saint-Égrève entre janvier 94 et décembre 2001.

Sur l'ensemble des ouvrages de l'Arc, l'entreprise Laurot, située à Saint-Jean-de-Maurienne, s'occupe de l'évacuation des corps flottants stockés sur place dans des bennes DIB (Déchets Industriels Banals). Il n'y a pas de différenciation des déchets au niveau des ouvrages EDF. En revanche, un tri, qui n'est malheureusement pas quantifié, est effectué par l'entreprise.

Contrairement au barrage de Saint-Egrève, les extractions de corps flottants de la retenue du barrage de Saint-Martin-La-Porte ne sont pas mensuelles. La fréquence des extractions est fonction des demandes réalisées par l'exploitant EDF (Figure 78).



**Figure 78** : Volumes extraits et débits journaliers à la station de Bramans et de Saint Rémy de Maurienne entre janvier 1996 et septembre 2001.

### 1.2.2) Débits disponibles

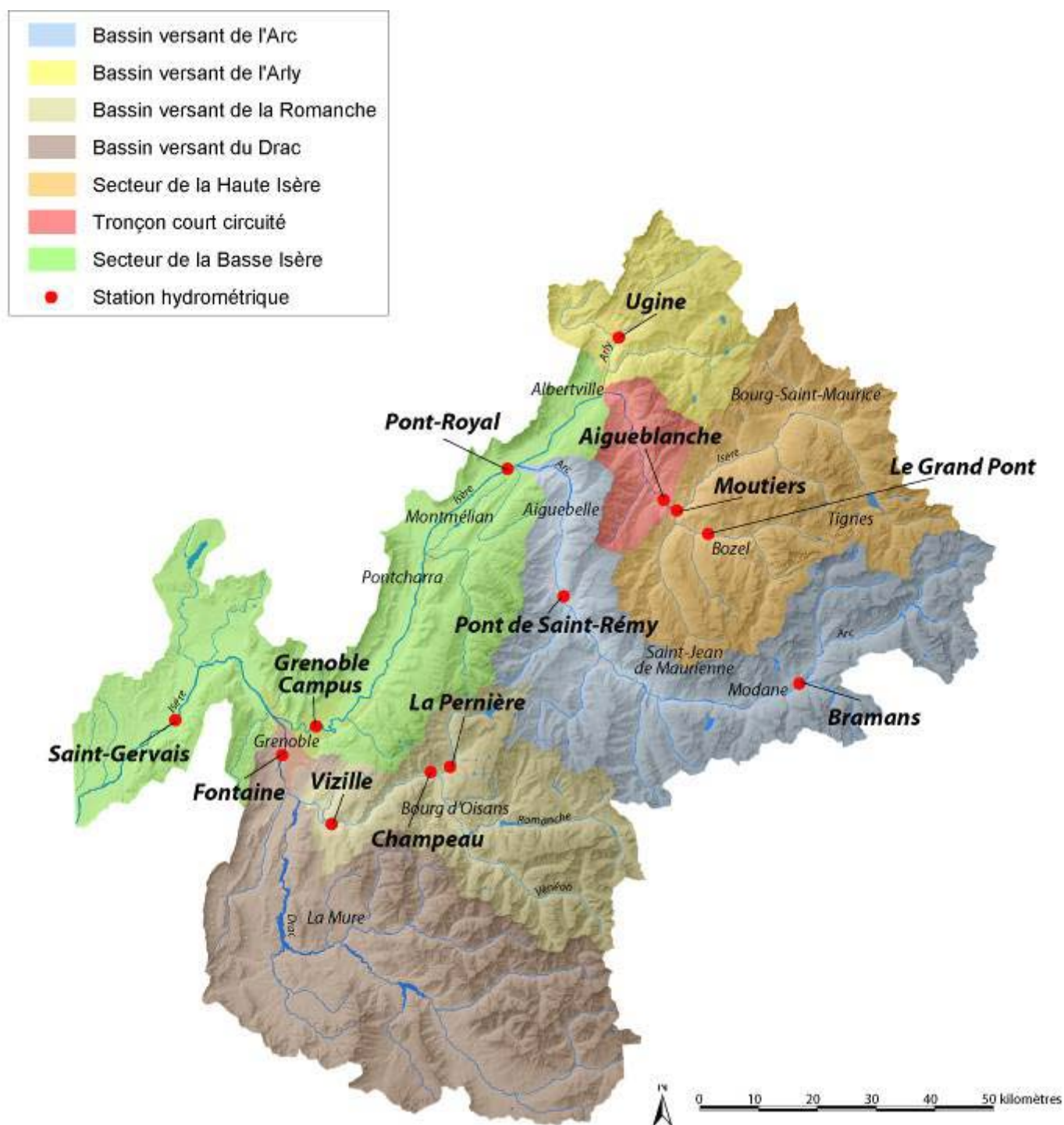
Les stations hydrométriques retenues dans le cadre de l'étude sont localisées sur la carte 15. Leur sélection répond à la nécessité de connaître, pour les principaux cours d'eau, le fonctionnement hydrologique, et notamment le régime des crues. Les données produites au niveau de ces stations de mesure permettent d'identifier l'activité hydrologique du cours d'eau sur des périodes déterminées. Mises en

rapport avec les séries caractérisant les volumes de bois extraits, ces données permettent de définir les événements à l'origine des entrées de bois.

12 stations hydrométriques ont été retenues (Tableau 20).

**Tableau 20** : Caractéristiques des stations hydrométriques retenues.

Rivière	Station	Période hydrologique disponible
Doron de Bozel	Vignotan (Le Grand Pont)	01/01/1948 - 31/12/2001
Arly	Ugine	01/01/1974 - 31/12/2001
Arc	Bramans	01/01/1972 - 31/12/2001
Arc	Saint-Rémy-de-Maurienne	01/01/1987 - 31/12/2001
Isère	Moutiers	01/01/1903 - 31/12/2001
Isère	Aigueblanche	01/01/1955 - 31/12/2001
Isère	Pont-Royal	01/01/1975 - 31/12/2001
Isère	Grenoble Campus	01/01/1975 - 31/12/2001
Isère	Saint Gervais	01/01/1969 - 31/12/2001
Eau d'Olle	La Pernière	01/01/1951 - 31/12/2001
Romanche	Vizille	17/02/1994 - 31/12/2001
Drac	Fontaine	22/03/1983 - 31/12/2001



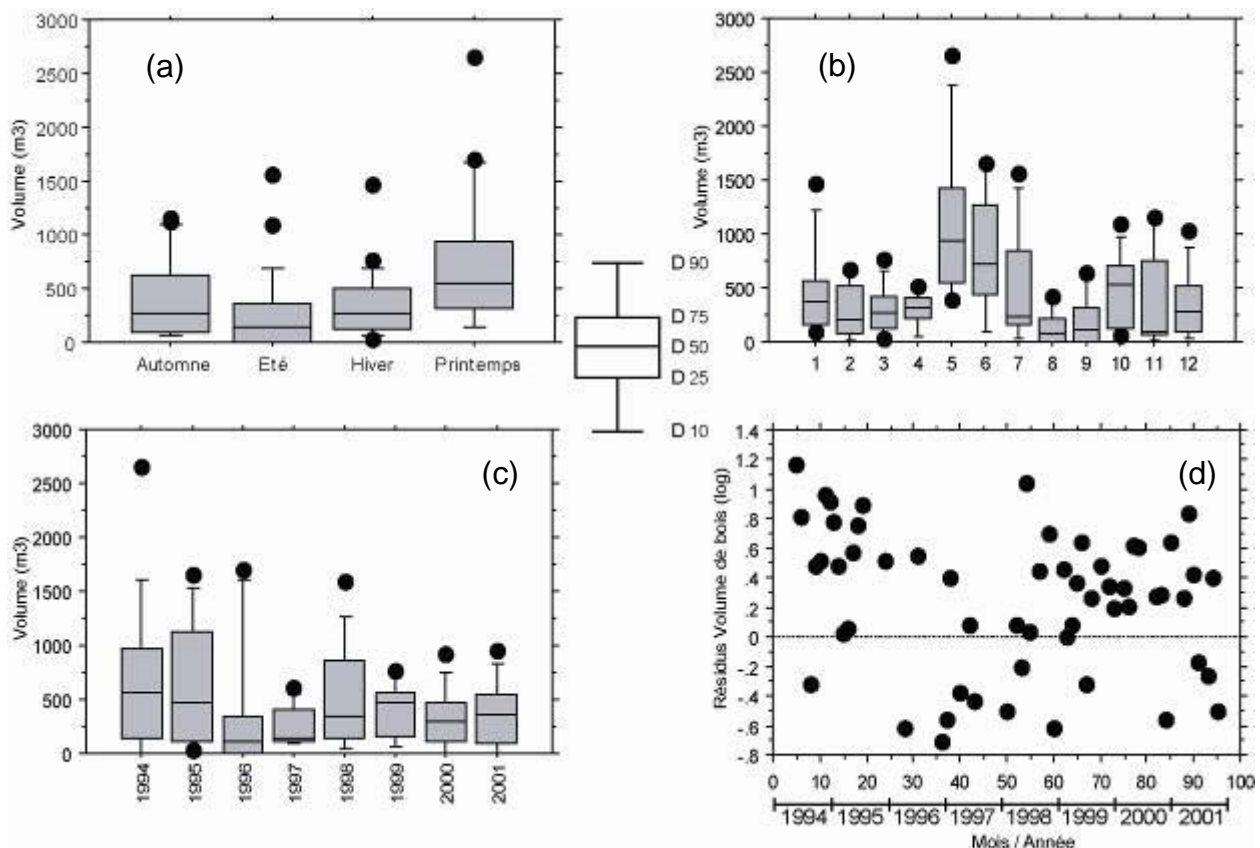
**Carte 15 :** Localisation des stations hydrométriques utilisées pour caractériser l'hydrologie de l'Isère et de ses affluents à l'amont de Grenoble.



## 2) DESCRIPTION DES CHRONIQUES DES VOLUMES EXTRAITS AU BARRAGE DE SAINT-EGREVE SUR L'ISERE ET AU BARRAGE DE SAINT-MARTIN-LA-PORTE SUR L'ARC

### 2.1) Les volumes extraits au barrage de Saint-Égrève sur l'Isère

#### 2.1.1) Volume global



**Figure 79 :** Volumes extraits au barrage de Saint-Égrève et saison (a), mois (b), années (c). Distribution des résidus de la relation volume de bois en fonction du mois de l'extraction entre 1994 et 2001 (d). Mise en évidence du changement de protocole dans l'estimation des volumes extraits après 1996.

L'étude de la chronique des volumes moyens mensuels totaux de corps flottants extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève révèle deux types de variations (Figure 79) :

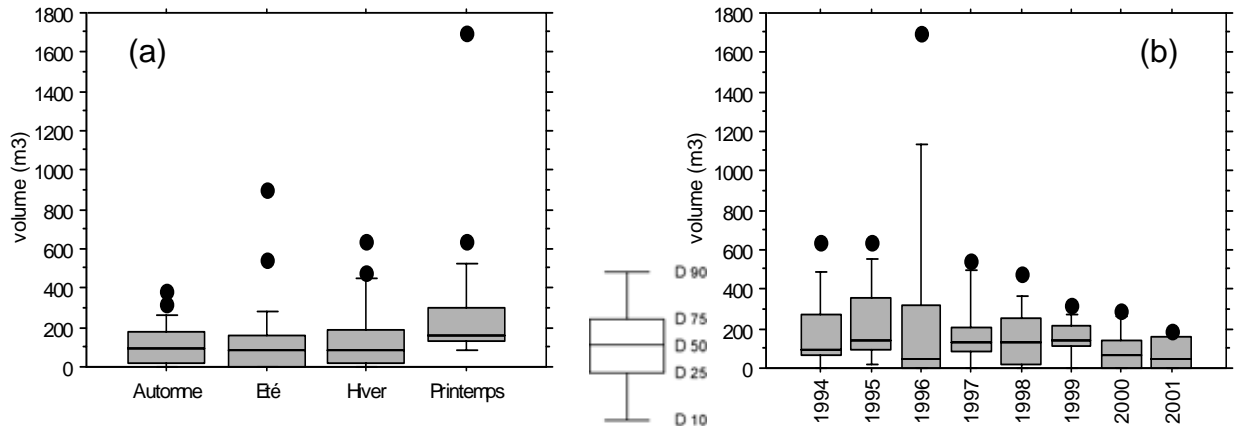
- Une variation saisonnière. Les volumes extraits sont plus importants au printemps ( $17660 \text{ m}^3$  soit 42 % du volume total extrait entre 1994 et 2001), surtout au mois de mai (21 % du volume total extrait entre 1994 et 2001) et à l'automne ( $9664 \text{ m}^3$  soit 23 % du volume total extrait entre 1994 et 2001) essentiellement au mois d'octobre (9 % du volume total extrait entre 1994 et 2001). Les volumes extraits sont plus faibles en hiver et en été, respectivement  $8448 \text{ m}^3$  et  $6592 \text{ m}^3$  soit 20 % et 15 % du volume total extrait entre 1994 et 2001.

77 % des volumes extraits sont regroupés sur 7 mois : 45,5 % pour les mois de mai, juin, juillet ; 22,5 pour les mois d'octobre, novembre, décembre ; 9 % pour le mois de janvier. On observe, sur la figure 79, que les mois pour lesquels les volumes extraits sont les plus importants correspondent aux périodes où les débits sont les plus élevés.

Le volume moyen extrait varie mensuellement de 1 pour 10. On observe que les volumes extraits en mai ( $1108 \text{ m}^3$ ) sont dix fois plus importants que le volume moyen extrait en août ( $128 \text{ m}^3$ ) ou en septembre ( $196 \text{ m}^3$ ).

- Une variation inter-annuelle. Les volumes extraits annuellement sont plus importants en 1994 ( $8288 \text{ m}^3$ ) et en 1995 ( $7616 \text{ m}^3$ ). Ils sont plus faibles ensuite. Un changement dans le protocole d'extraction à partir de 1996 est une explication de la surestimation des volumes extraits avant 1996 (Figure 79) : jusqu'en 1996, l'ensemble des corps flottants était bloqué systématiquement au niveau du barrage de Saint-Egrève. Les volumes étaient estimés par l'exploitant. Après 1996, la mise en place d'une chaîne de traitement des déchets, en partenariat avec la société Lely de Grenoble, a induit un nouveau mode de quantification basé sur le nombre de bennes d'une capacité de  $32 \text{ m}^3$  évacuées mensuellement. Une différenciation entre les déchets verts ou non a été alors effectuée.

### 2.1.2) Volume des déchets

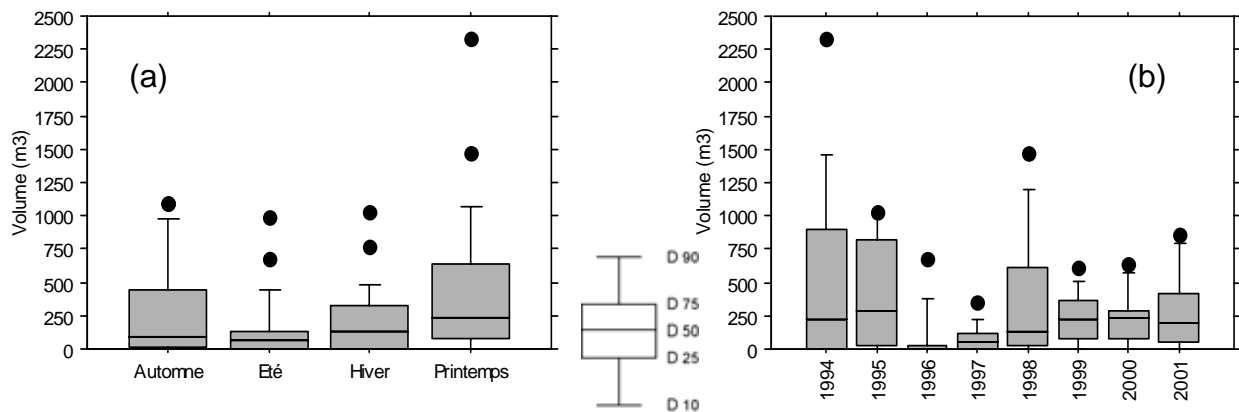


**Figure 80 :** Volumes de déchets extraits au barrage de Saint-Egrève en fonction de la saison (a) et des années (b).

Entre janvier 1994 et décembre 2001, 16086 m<sup>3</sup> de déchets ont été extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève (Figure 80). L'étude de la chronique des extractions de déchets de la retenue du barrage de Saint-Egrève montre ici aussi :

- Une variation saisonnière. Les volumes extraits sont plus élevés au printemps, particulièrement en mai (24,5 % du volume total de déchets extrait du barrage entre 1994 et 2001) puis en hiver, surtout en janvier (11 % du volume total de déchets extrait du barrage entre 1994 et 2001), respectivement 6720 m<sup>3</sup> (soit 42 % du volume total de déchets extrait du barrage entre 1994 et 2001) et 3456 m<sup>3</sup> (soit 21,5 % du volume total de déchets extrait du barrage entre 1994 et 2001). Les volumes extraits sont plus faibles en été (19 % du volume total de déchets extrait du barrage entre 1994 et 2001), essentiellement en juillet (12 % du volume total de déchets extrait du barrage entre 1994 et 2001) et en automne (2774 m<sup>3</sup> soit 17 % du volume total de déchets extrait du barrage entre 1994 et 2001).
- Une variation inter-annuelle. Les volumes extraits sont nettement plus importants en 1996 (3456 m<sup>3</sup>). Ils diminuent ensuite jusqu'en 2001 (928 m<sup>3</sup>).

### 2.1.3) Volume de bois



**Figure 81** : Volumes de bois extraits au barrage de Saint-Egrève selon la saison (a) et les années (b).

Entre janvier 1994 et décembre 2001, 26378 m<sup>3</sup> de bois mort ont été extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève, soit 3297,5 m<sup>3</sup> par an pour un bassin versant d'une superficie de 9385 km<sup>2</sup>. Comparativement, sur le Haut Rhône, au barrage de Génissiat, entre 1989 et 1999, 25 extractions ont été réalisées d'un volume cumulé de 76578 m<sup>3</sup>, soit 6962 m<sup>3</sup> par an pour une superficie du bassin versant de 10190 km<sup>2</sup> (Moulin, 1999).

L'étude de la chronique des volumes moyens mensuels de bois mort extraits au barrage de Saint-Egrève révèle une fois encore que (Figure 81) :

- Une variation saisonnière. Les volumes de bois morts extraits sur l'Isère à Saint-Egrève sont très importants au printemps, (11040 m<sup>3</sup> soit 42 % du volume total extrait de bois mort du barrage entre 1994 et 2001) essentiellement en juin (5024 m<sup>3</sup> soit 19 % du volume total extrait de bois mort du barrage entre 1994 et 2001) et mai (4928 m<sup>3</sup> soit 18,5 % du volume total extrait de bois mort du barrage entre 1994 et 2001) puis à l'automne (6890 m<sup>3</sup> soit 26 % du volume total extrait de bois mort du barrage entre 1994 et 2001) surtout en octobre (2666 m<sup>3</sup> soit 10 % du volume total extrait de bois mort du barrage entre 1994 et 2001).

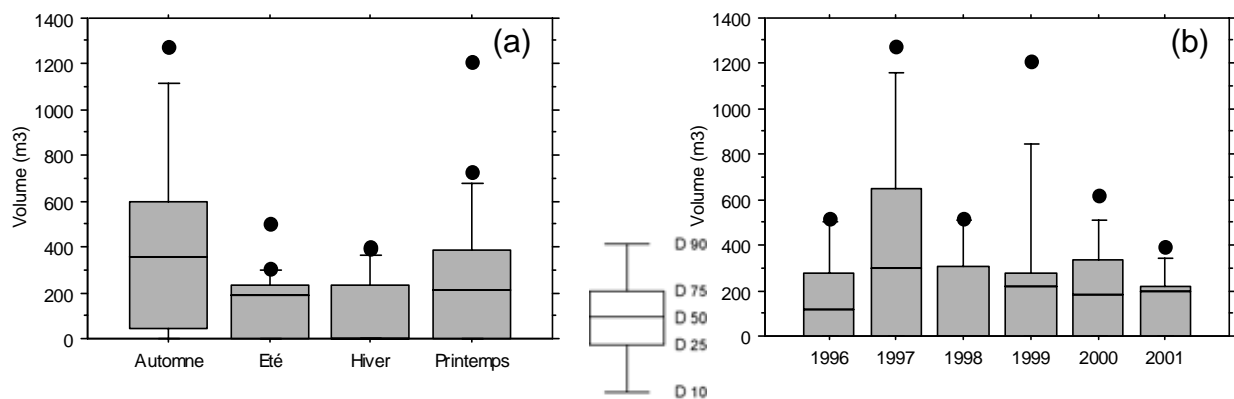
Quelque soit la saison, les volumes de bois mort extraits mensuellement peuvent être nuls.

Le volume le plus important extrait mensuellement, 2336 m<sup>3</sup>, est celui de mai 1994. Après renseignements auprès de l'exploitant, ce volume correspond au

volume cumulé du mois d'avril et de mai 1994. Aucune évacuation n'a été réalisée en avril 1994 du fait de quantités insuffisantes.

- Une variation inter-annuelle. Les volumes de bois mort extraits annuellement sont plus importants, sans doute du fait de la méthode employée pour l'estimation, en 1994 et 1995. Ils sont importants en 1998 et 2001. En revanche, ils sont faibles en 1996 et 1997.

## **2.2) Les volumes extraits au barrage de Saint-Martin-La-Porte sur l'Arc**



**Figure 82 :** Volumes de corps flottants extraits au barrage de Saint-Martin-La-Porte selon la saison (a) et les années (b).

Entre janvier 1996 et septembre 2001, 15230 m<sup>3</sup> de corps flottants ont été extraits de la retenue du barrage de Saint-Martin-La-Porte sur l'Arc, soit 2538 m<sup>3</sup> par an pour un bassin versant d'une superficie de 1201 km<sup>2</sup> (Figure 82).

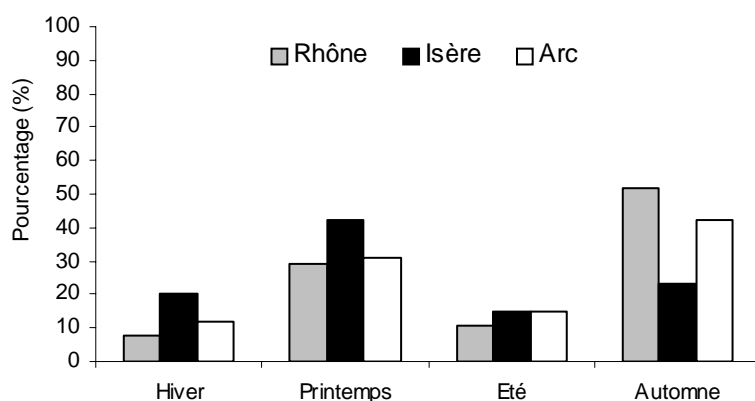
L'étude de la chronique des volumes moyens mensuels de corps flottants extraits au barrage de Saint-Martin-La-Porte montre que c'est durant l'automne que les volumes extraits sont les plus importants (6304 m<sup>3</sup> soit 42 % du volume total de corps flottants extraits au barrage entre 1996 et 2001, pour 15 extractions réalisées avec un volume moyen de 420 m<sup>3</sup>) notamment au cours du mois d'octobre (24 % du volume total de corps flottants extraits au barrage entre 1996 et 2001) et du mois de novembre (14,5 % du volume total de corps flottants extraits au barrage entre 1996 et 2001), puis au printemps (4730 m<sup>3</sup>, soit 31 % du volume total de corps flottants extraits au barrage entre 1996 et 2001, pour 17 extractions réalisées avec un volume moyen de 263 m<sup>3</sup>) essentiellement au mois de mai (16 % du volume total de corps

flottants extraits au barrage entre 1996 et 2001) et juin (12 % du volume total de corps flottants extraits au barrage entre 1996 et 2001). Les volumes extraits sont, par rapport aux volumes extraits à l'automne, deux fois et demi plus faibles en été (2374 m<sup>3</sup> soit 15 % du volume total de corps flottants extraits au barrage entre 1996 et 2001, pour 17 extractions réalisées avec un volume moyen de 140 m<sup>3</sup>) et trois fois et demi plus faible en hiver (1822 m<sup>3</sup> soit 12 % du volume total de corps flottants extraits au barrage entre 1996 et 2001, pour 18 extractions réalisées avec un volume moyen de 101 m<sup>3</sup>).

Les volumes moyens mensuels varient selon les années : on observe que, durant l'année 1997, 4842 m<sup>3</sup> de corps flottants ont été extraits, soit 32 % du volume total extrait entre 1996 et 2001. En revanche, en 1998 seuls 1642 m<sup>3</sup> de corps flottants ont été extraits, soit 11 % du volume total extrait entre 1996 et 2001. L'année 2001 est incomplète, il manque l'automne, saison la plus productive, d'où un volume annuel extrait très faible.

### 2.3) Synthèse

Rivière	Station	Volume total de corps flottants extraits (m <sup>3</sup> )	Période	Volume annuel moyen de corps flottants (m <sup>3</sup> /an)	Superficie du bassin versant (km <sup>2</sup> )	Productivité moyenne annuelle du bassin versant (m <sup>3</sup> /km <sup>2</sup> /an)
Rhône	Génissiat	76578	1989-1999	6962	10190	0,68
Isère	Saint-Égrève	42464	1994-2001	5308	9385	0,56
Arc	Saint-Martin-La-Porte	15230	1996-2001	2538	1201	2,11



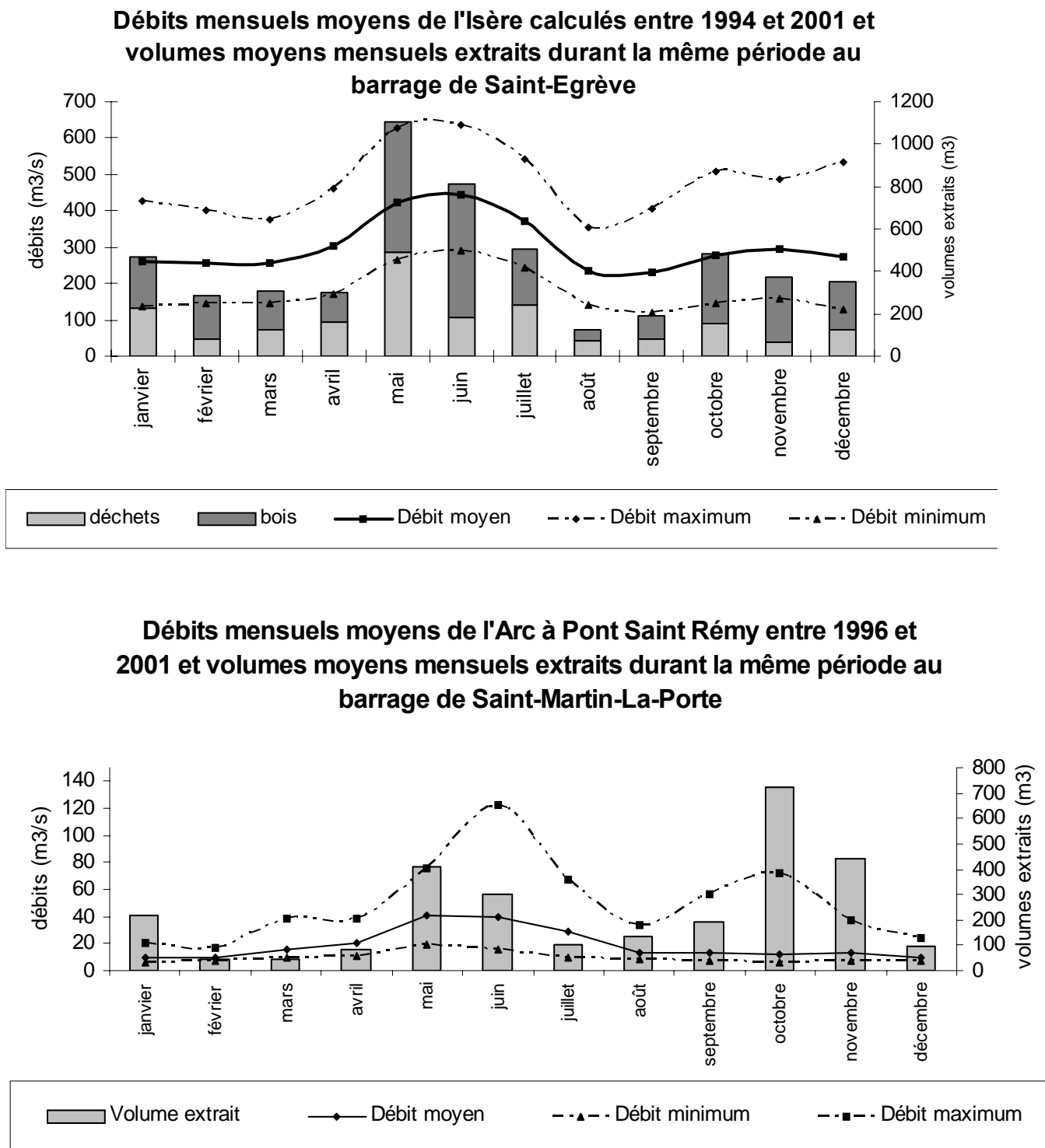
**Figure 83 :** Fréquence des extractions en fonction de la saison sur le Haut-Rhône à Génissiat (1989-1999), l'Isère à Saint-Égrève (1994-2001) et l'Arc à Saint-Martin-La-Porte (1996-2001) et tableau récapitulatif.

Quel que soit le type de corps flottants (bois ou déchets), le cours d'eau étudié (Haut-Rhône au barrage de Génissiat, Isère au barrage de Saint-Egrève, Arc au barrage de Saint-Martin-La-Porte), on observe une importante variation saisonnière

et inter-annuelle des volumes extraits des retenues (Figure 83). Les plus gros volumes sont extraits durant les saisons intermédiaires (printemps et automne), périodes où le Haut-Rhône, l'Isère, l'Arc sont généralement en crue. La production et la prise en charge des corps flottants dépendent en effet de l'activité hydrologique du cours d'eau (Moulin, 1999).

À l'échelle du bassin versant de l'Isère, on observe que l'Arc possède une productivité moyenne annuelle très supérieure à celle calculée sur l'Isère et le Haut-Rhône, alors que la superficie de son bassin versant est nettement plus faible (Figure 83). Il y a peut être une surestimation des volumes de corps flottants évacués du barrage de Saint-Martin-La-Porte de la part de l'entreprise Laurot.

### 3) ETUDE STATISTIQUE DU RAPPORT ENTRE LE DEBIT DES COURS D'EAU ET LE VOLUME DE CORPS FLOTTANTS EXTRAITS DANS LES BARRAGES



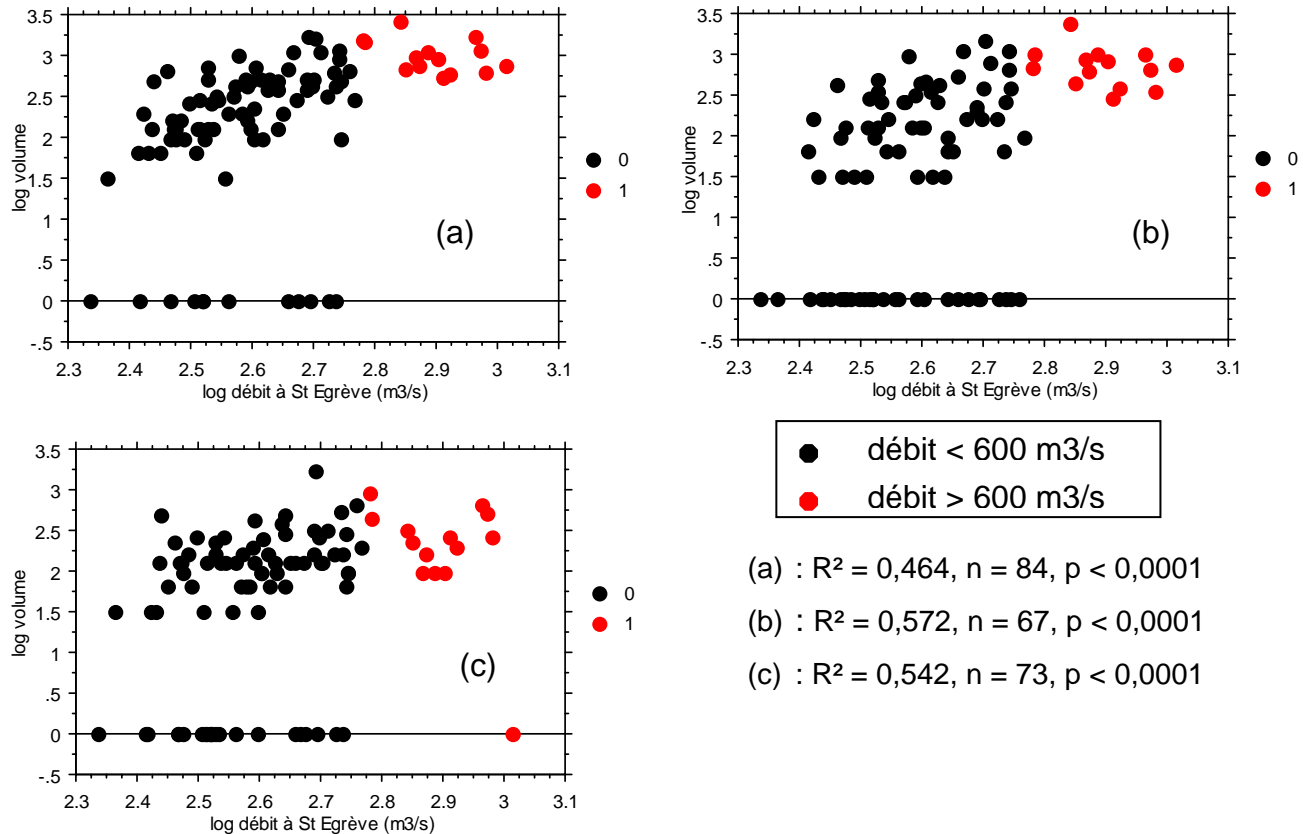
**Figure 84 :** Débits mensuels des cours d'eau et volume mensuel moyen de corps flottants extraits à Saint-Egrève (1994-2001) et à Saint-Martin-La-Porte (1996-2001).



L'étude du régime de crues des rivières du bassin versant de l'Isère apporte des éléments nouveaux. On observe sur la figure 84 que l'importance du volume extrait n'est pas directement liée aux pics de crue. Ainsi, au barrage de Saint-Egrève, les extractions les plus importantes ont lieu en mai alors que les débits les plus élevés sont généralement en juin. De même, sur l'Arc, les volumes extraits sont plus importants en octobre / novembre, alors que les débits les plus élevés sont généralement en mai / juin.

L'explication se trouve dans la gestion des débits au niveau des fenêtres d'observations. Lors des périodes où le débit des cours d'eau est élevé, la capacité du barrage à absorber ces débits peut être dépassée ; il déverse alors, voire s'efface. Théoriquement, les déversés ont lieu à partir de  $600 \text{ m}^3/\text{s}$ , pour le barrage de Saint-Egrève, à  $70 \text{ m}^3/\text{s}$  pour celui de Saint-Martin-La-Porte. De fait, les volumes quantifiés sont partiels et correspondent aux volumes accumulés dans la retenue du barrage lors de la phase de décrue. Ce type de fonctionnement constitue une limite méthodologique à l'utilisation de ces fenêtres d'observations pour prédire les arrivées de corps flottants, d'autant qu'il n'est pas possible de connaître, précisément et systématiquement, les débits pour lesquels les barrages déversent, tant les situations pratiques sont nombreuses.

### 3.1) Le cas de l'Isère à Saint-Egrève



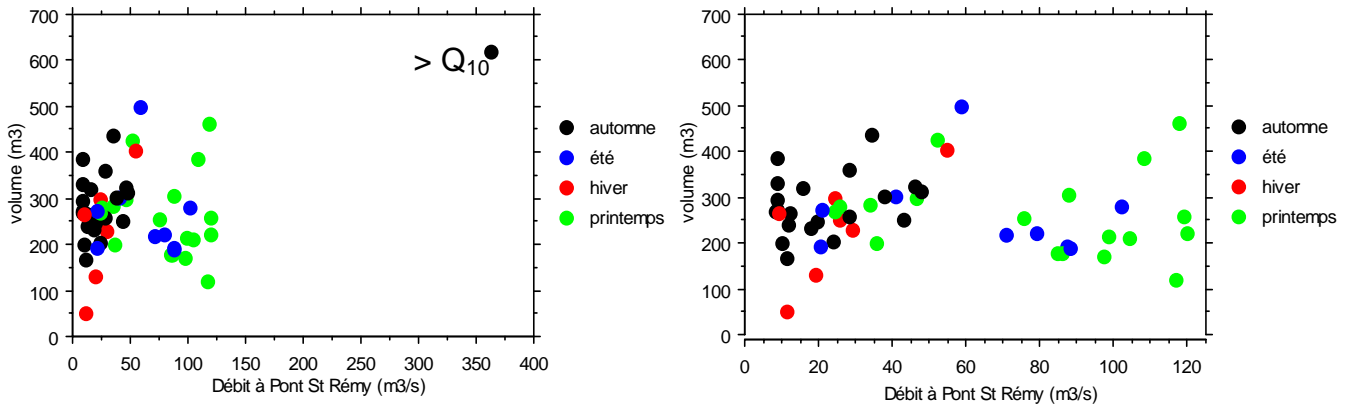
**Figure 85 :** Relation entre les volumes totaux (a), les volumes de bois (b), les volumes de déchets (c) extraits et les débits maximums atteints au barrage de Saint-Égrève pour chacune des périodes d'observations.

Une régression simple liant l'intensité des débits aux volumes extraits au barrage de Saint-Egrève a été réalisée. Quelque soit la nature des corps flottants (bois ou déchets), plus la valeur du débit maximal atteint durant les périodes augmente plus les volumes extraits sont importants (Figure 85). Néanmoins, il existe une grande variabilité inter-période, et la rupture à 600 m<sup>3</sup>/s est très marquée. Comme nous l'avons montré précédemment, les volumes extraits pour les périodes où le débit maximal atteint par l'Isère à Saint-Égrève est supérieur à 600 m<sup>3</sup>/s doivent être considérées comme partiels. Le barrage s'efface dès que le débit entrant est supérieur à 600 m<sup>3</sup>/s, les volumes extraits sur ces périodes correspondent donc aux volumes piégés lors de la phase de décrue, lorsque le débit entrant est inférieur à 600 m<sup>3</sup>/s.

### 3.2) Le cas de l'Arc à Saint-Martin-La-Porte

Une étude statistique a été réalisée sur l'Arc au barrage de Saint-Martin-La-Porte. Sur ce cours d'eau, nous disposons des volumes extraits à un pas de temps qui dépend de l'entreprise Laurot ou des demandes de l'exploitant.

Le traitement réalisé sur les données brutes ne tient pas compte de la chronique hydrologique de l'Arc. Il est courant que, lors d'une crue, plusieurs extractions aient lieu. Dans cette démarche, les périodes débutent après chaque extraction : on considère alors que la retenue est vide. 55 périodes ont ainsi été définies dont la durée n'est pas constante. Elles varient entre 2 et 127 jours.



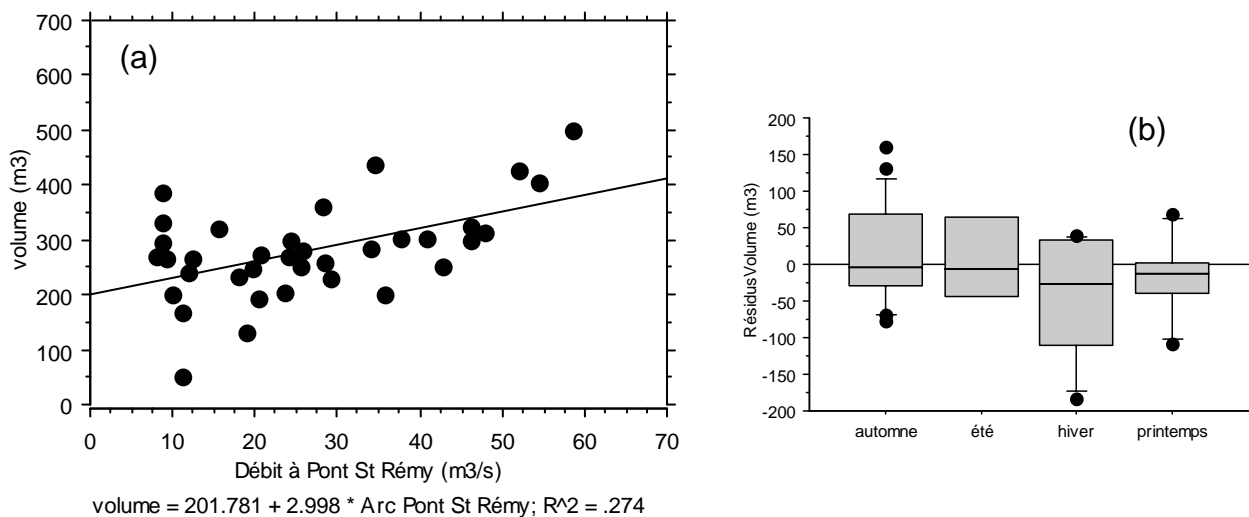
**Figure 86 :** Débit de l'Arc à Saint-Rémy et volumes extraits.

La figure 86 montre la distribution des observations en fonction du débit maximal atteint lors de la période et le volume extrait durant cette même période. Il n'y a pas de relation statistique entre le débit maximal atteint et le volume extrait (test de corrélation de Spearman,  $n = 55$ ,  $p = 0.87$ ). On observe que lorsque le débit journalier est supérieur à  $70 \text{ m}^3/\text{s}$ , les volumes extraits tendent à devenir de plus en plus faibles, à l'exception d'un événement singulier d'une intensité supérieure à un débit de récurrence 10 ans. Seules les saisons d'été et de printemps sont concernées par ce phénomène.

Le débit journalier de  $70 \text{ m}^3/\text{s}$  paraît être une limite au-delà de laquelle les volumes extraits sont moins importants. Ce débit-seuil peut correspondre au débit de crue au sens de l'exploitant. Les capacités d'écrêtement du barrage sont atteintes, il déverse alors puis s'efface. Ce type de gestion peut expliquer la faiblesse des volumes extraits lors des périodes où le débit journalier atteint est supérieur à  $70$

m<sup>3</sup>/s (crue de récurrence proche de Q5 à la station du pont de Saint-Rémy). On peut alors supposer que les volumes extraits correspondent aux corps flottants arrivant lors de la phase de décrue uniquement. Ils sont donc partiels. Inversement on peut considérer, pour les périodes où le débit est inférieur à 70 m<sup>3</sup>/s, que la totalité des corps flottants sont bloqués au niveau du barrage. Ils ne parviennent donc pas jusqu'à l'Isère.

Si l'on s'intéresse uniquement aux 37 périodes où le débit maximal atteint est inférieur à 70 m<sup>3</sup>/s, on observe qu'il existe une relation statistique entre le volume extrait et le débit maximal atteint ( $n = 37$ ,  $R^2 = 0.274$ ,  $p = 0.0009$ ). Plus l'intensité du débit est forte, plus les volumes extraits sont importants quelque soit la saison (Figure 87).



**Figure 87 :** Relation entre les volumes extraits et les débits maximums au barrage de Saint-Martin-La-Porte (a) et variations saisonnières des résidus de la relation  $V=f(\text{débit Arc})$  (b).

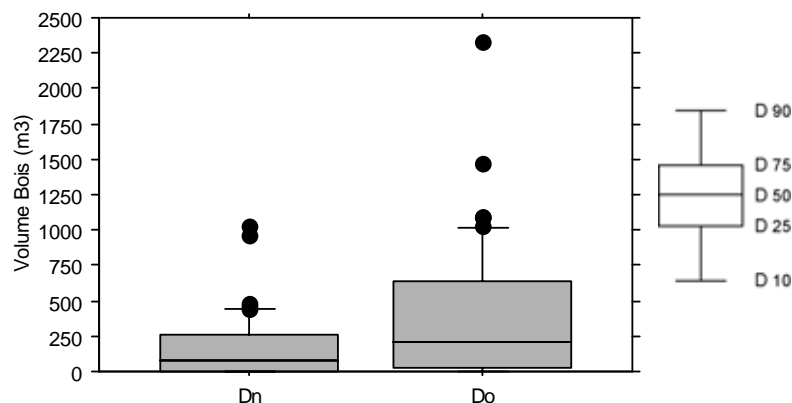
C'est en automne, puis en été que les volumes extraits sont les plus importants, alors que l'intensité des débits n'est pas la plus forte. Inversement, au printemps, saison durant laquelle l'activité hydrologique de l'Arc est la plus importante, les volumes extraits sont plus faibles.

### 3.3) Synthèse

A l'échelle du bassin versant, le barrage de Saint-Martin-La-Porte déverse au printemps, période où l'activité hydrologique de l'Arc est la plus forte, il ne bloque plus les flux de corps flottants qui, de fait, peuvent rejoindre le barrage de Saint-

Egrève (sur ces périodes, les volumes extraits au barrage de Saint-Egrève sont deux fois plus importants qu'au barrage de Saint-Martin-La-Porte). Inversement, à l'automne, les débits sont plus faibles et le barrage de Saint-Martin-La-Porte bloque intégralement les flux solides comme liquides. Il n'y a pas de déversé, d'où des volumes extraits plus importants au barrage de Saint-Martin-La-Porte et plus faibles au barrage de Saint-Egrève.

Un résultat supplémentaire sur le secteur compris entre le barrage d'Aigueblanche et Albertville vient consolider cette hypothèse. Ce secteur correspond au tronçon court-circuité de la dérivation Isère / Arc soumis à un débit réservé de  $1,35 \text{ m}^3/\text{s}$ . Les écoulements provenant du secteur de la Haute Isère sont détournés au droit du barrage. Le secteur de la Haute Isère se trouve donc déconnecté du reste du bassin versant, hormis lors d'événements hydrologiques importants (le débit entrant dans le barrage est supérieur à  $100 \text{ m}^3/\text{s}$ ) ou lors des manœuvres d'entretien, telles que les chasses par exemple (au même titre que pour l'Arc au barrage de Saint-Martin-La-Porte). La connexion du secteur Haute Isère à l'ensemble du bassin versant est effective uniquement lors des déversés du barrage. Un test statistique (Mann et Whitney  $n = 96$ ,  $p = 0.001$ ) a permis de mettre en évidence l'influence de la connexion amont / aval du secteur de la Haute Isère sur le flux de corps flottants.



**Figure 88 :** Volume de bois extrait entre 1994 et 2001 au barrage de Saint-Egrève et connexion (Dn = non, Do = oui) du secteur de la Haute Isère.

On observe, entre 1994 et 2001, que les volumes de corps flottants sont deux fois plus importants lorsque le barrage d'Aigueblanche déverse,  $28288 \text{ m}^3$  de bois extraits si le secteur de la Haute Isère est connecté,  $14176 \text{ m}^3$  dans le cas contraire (Figure 88).

De ce fait, on peut supposer que, plus la superficie du bassin versant de l'Isère soumise à un débit supérieur au débit annuel est grande, plus le volume

extrait à Saint-Égrève est important. De même on peut supposer que la localisation de la ou les crue(s) dans le bassin versant de l'Isère à l'amont de Grenoble produit plus que d'autres. Afin de confirmer ou non ces hypothèses, une analyse « géographique » à l'échelle du bassin versant a été réalisée.

#### **4) L'APPROCHE GEOGRAPHIQUE**

Les crues sont responsables des apports en corps flottants les plus importants (Moulin et Piégay, 2004). Les volumes extraits semblent varier en fonction de l'origine de la crue. Pour confirmer cette hypothèse, nous avons cherché à rendre compte de manière synthétique de l'hétérogénéité du fonctionnement hydrologique de l'Isère à Saint-Egrève. Les débits moyens journaliers des principaux affluents de l'Isère ont été étudiés (Carte 15). Nous avons considéré la Haute Isère (amont d'Aigueblanche) comme un affluent, au même titre que l'Arc ou l'Arly. Cette démarche revient à prendre en compte les affluents principaux constituant le débit de l'Isère à Saint-Egrève, c'est-à-dire, de l'amont à l'aval, la Haute Isère, l'Arly, l'Arc, le Drac, l'Isère à Grenoble Campus. Pour permettre de comparer les débits de ces différents cours d'eau, nous avons utilisé les valeurs de débits de crues fournies par la DIREN Rhône-Alpes (valeurs calculées selon la loi de Gumbel) pour chaque station, afin de calculer sur chaque cours d'eau les débits de crue observés pour les fréquences de retour 1, 2, 5 et 10 ans.

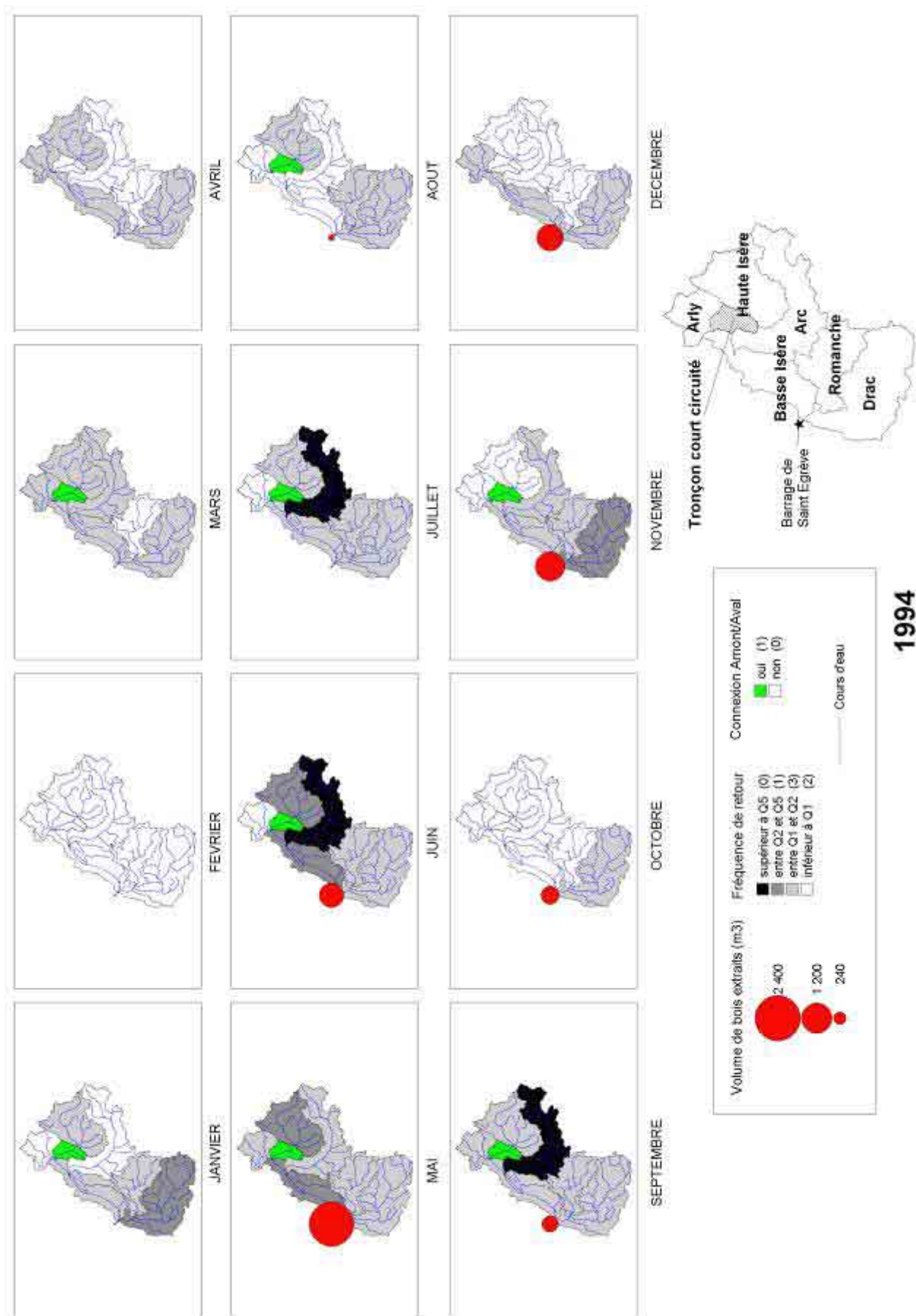
##### **4.1) Résultats cartographiques**

La dynamique hydrologique des cours d'eau du bassin versant de l'Isère a fait l'objet d'une cartographie. Les résultats sont présentés sur la figure 89. La variable réduite de Gumbel, classée en quatre classes, a été utilisée afin de rendre compte de l'activité hydrologique des sept ensembles suivants :

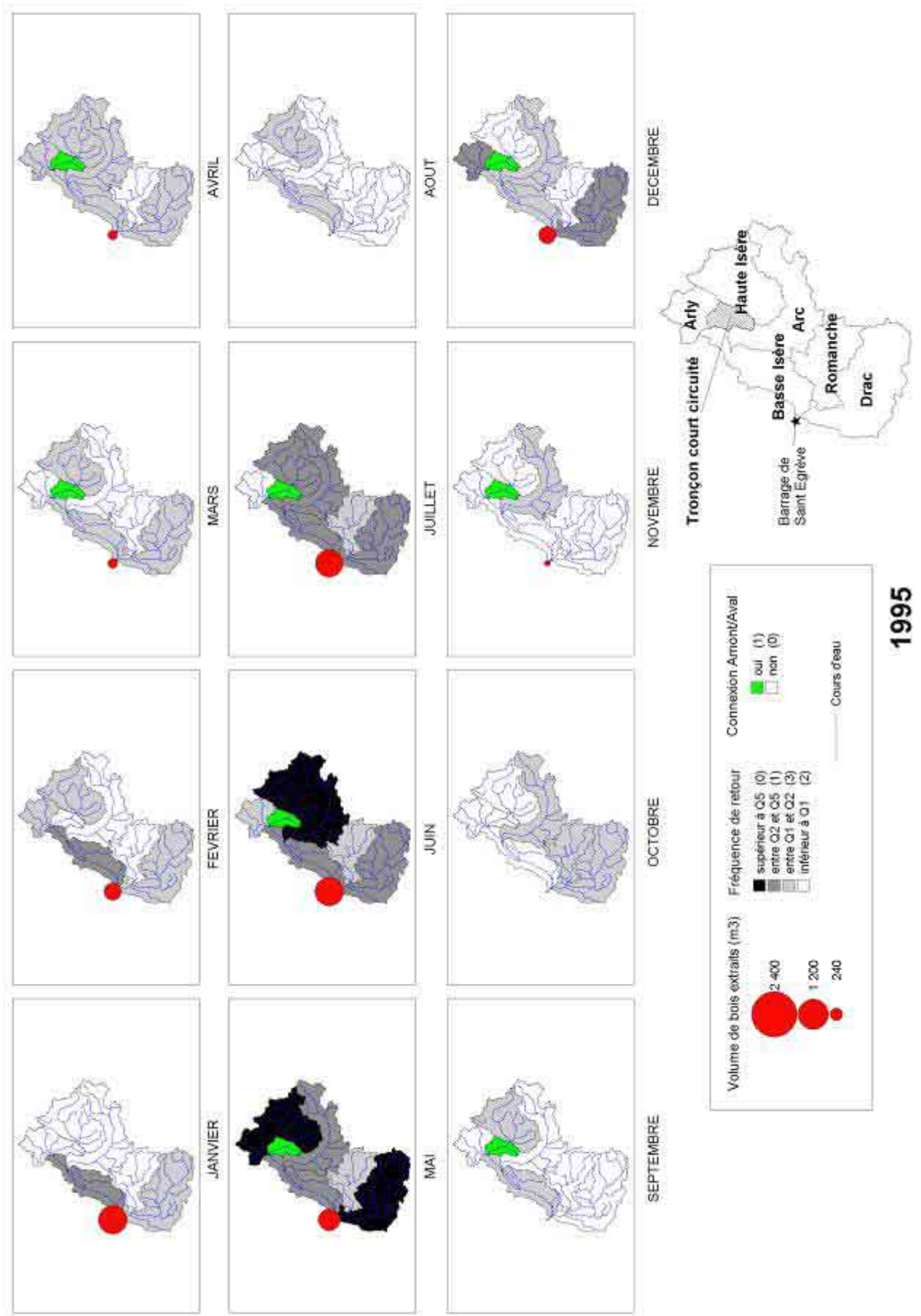
- le bassin versant de l'Arly
- le bassin versant de l'Arc
- le bassin versant de la Romanche
- le bassin versant du Drac.
- le bassin versant de l'Isère. Ce dernier a été découpé en trois secteurs :

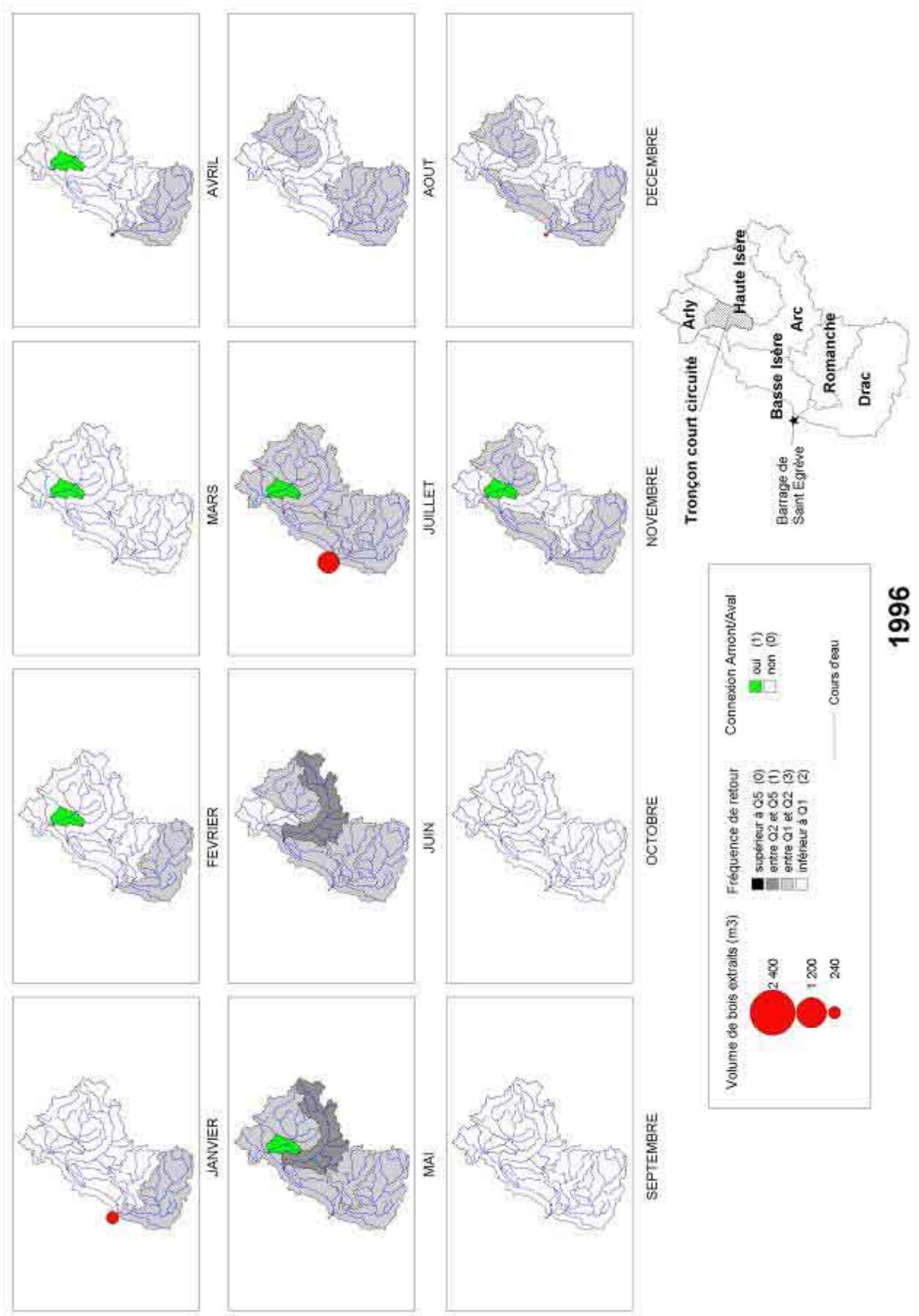
1. Le secteur de la Haute Isère correspond au bassin versant de l'Isère à l'amont du barrage d'Aigueblanche. Il englobe le sous-bassin versant du Doron de Bozel.
2. Le secteur de la Basse Isère correspond au bassin versant de l'Isère, de sa confluence avec l'Arly jusqu'à Grenoble.
3. Le secteur compris entre le barrage d'Aigueblanche et Albertville. Ce secteur, comme nous l'avons montré précédemment, est déconnecté du reste du bassin versant, hormis lors d'événements hydrologiques importants ( $Q$  entrant dans le barrage supérieur à  $100 \text{ m}^3/\text{s}$ ) ou lors des manœuvres d'entretien.

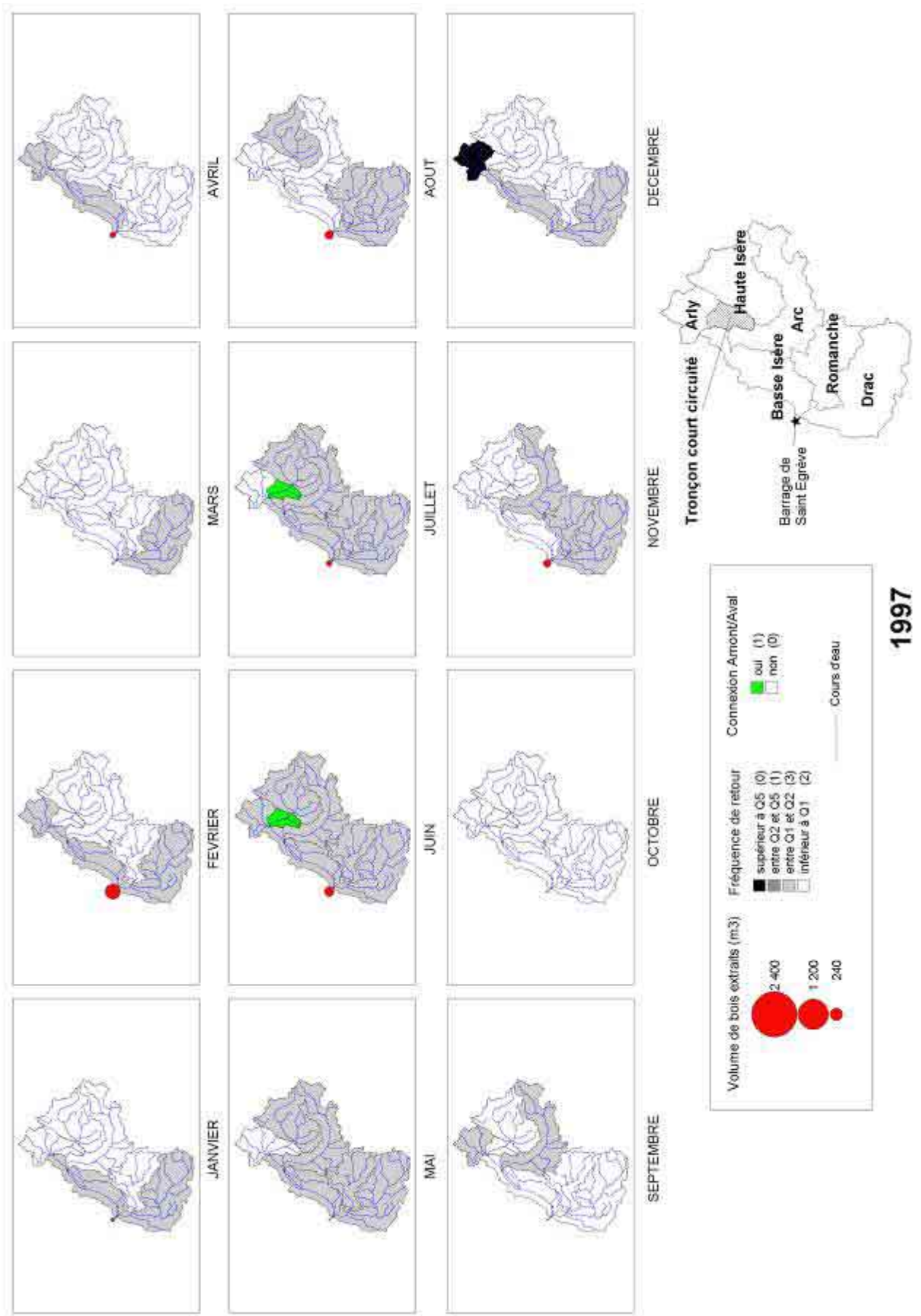
**Figure 89 : Résultats cartographiques par année.**

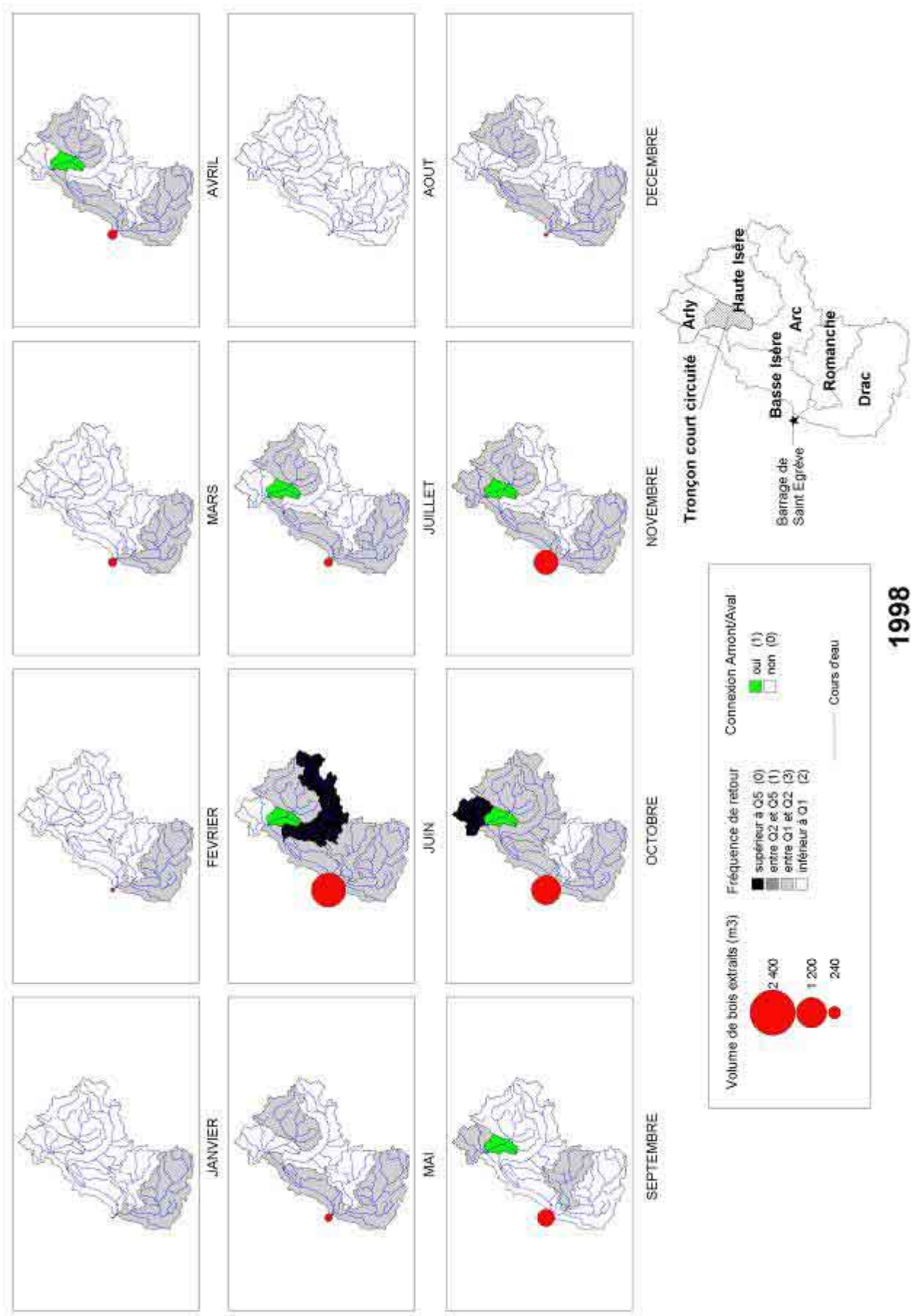




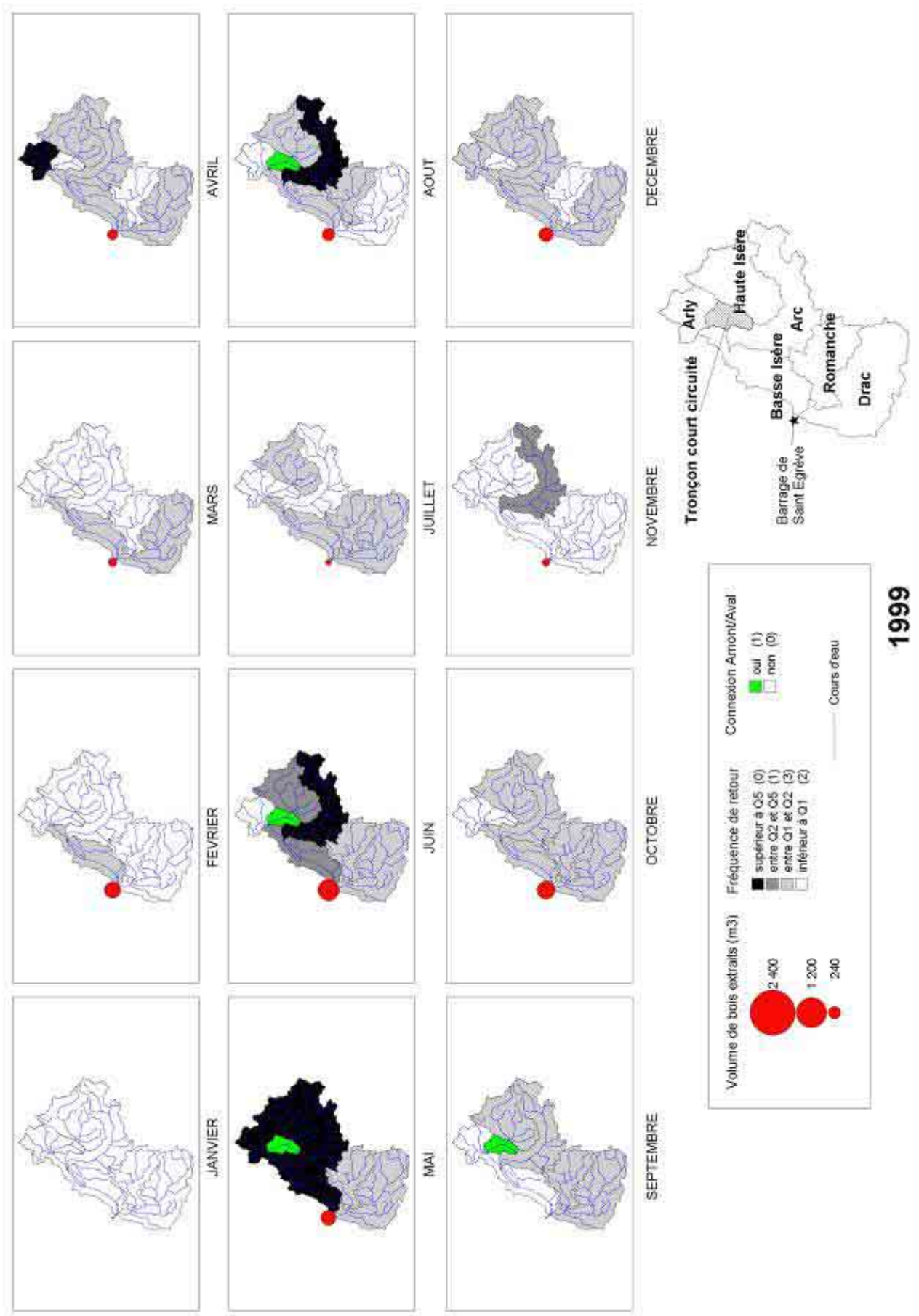


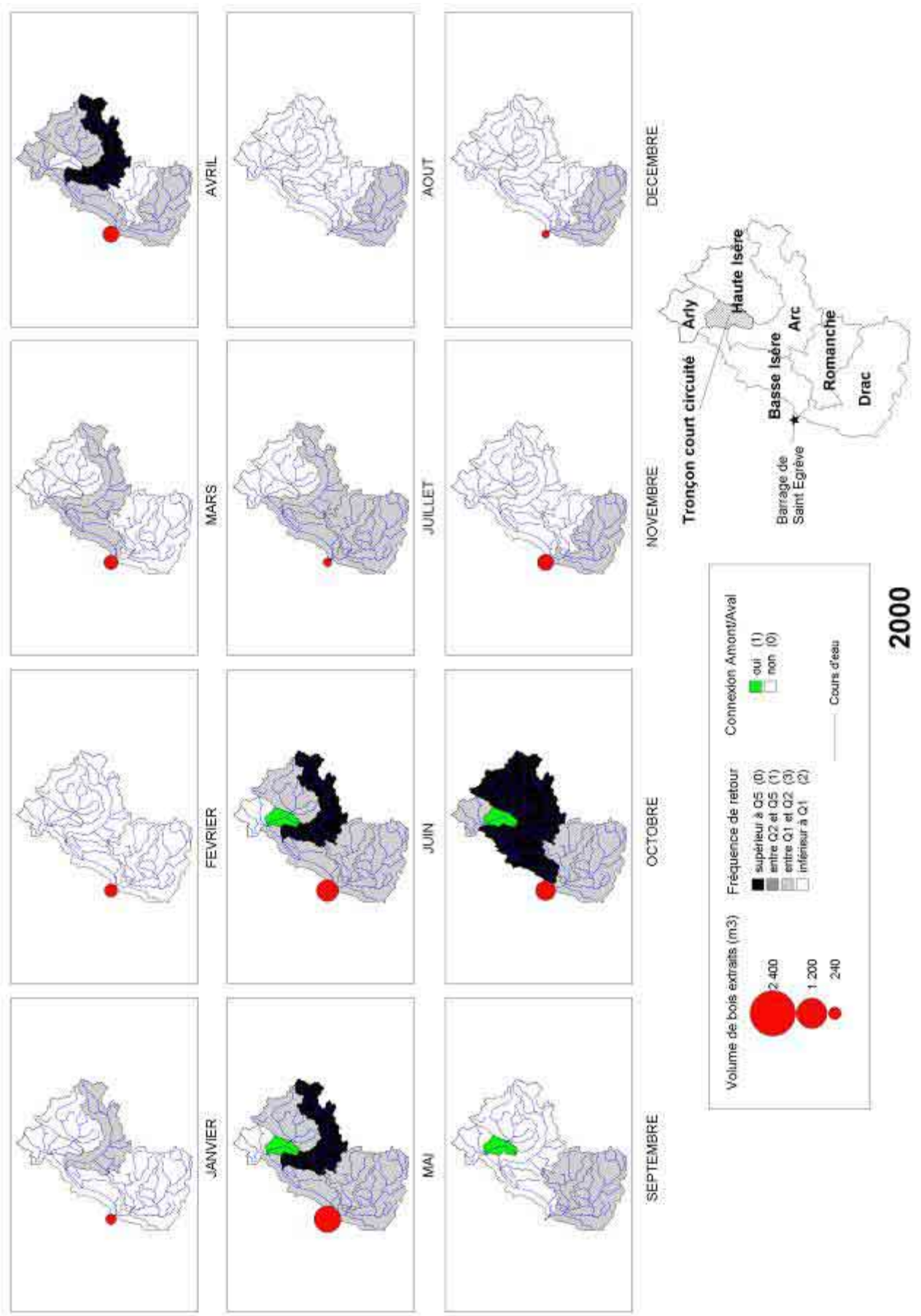


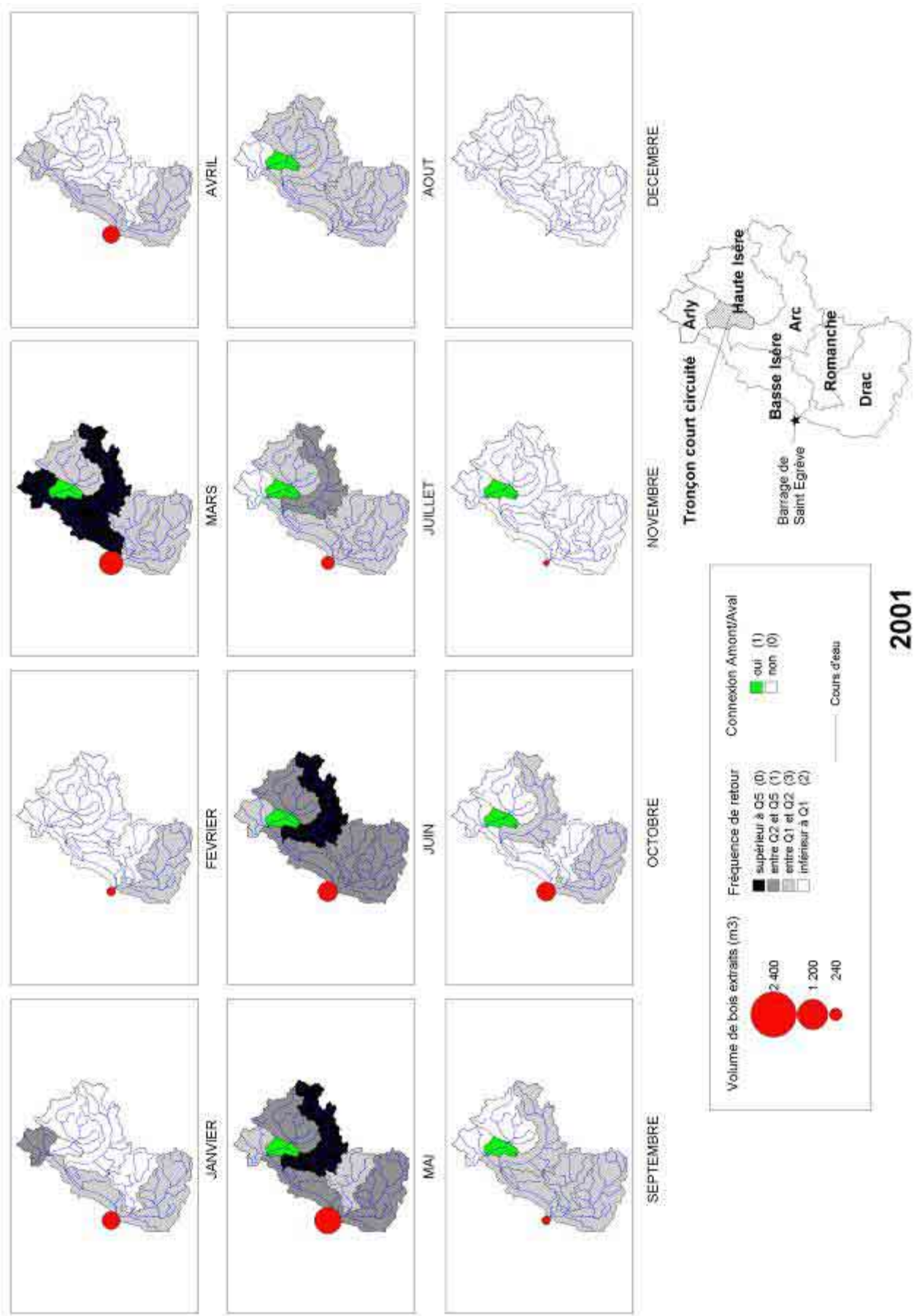




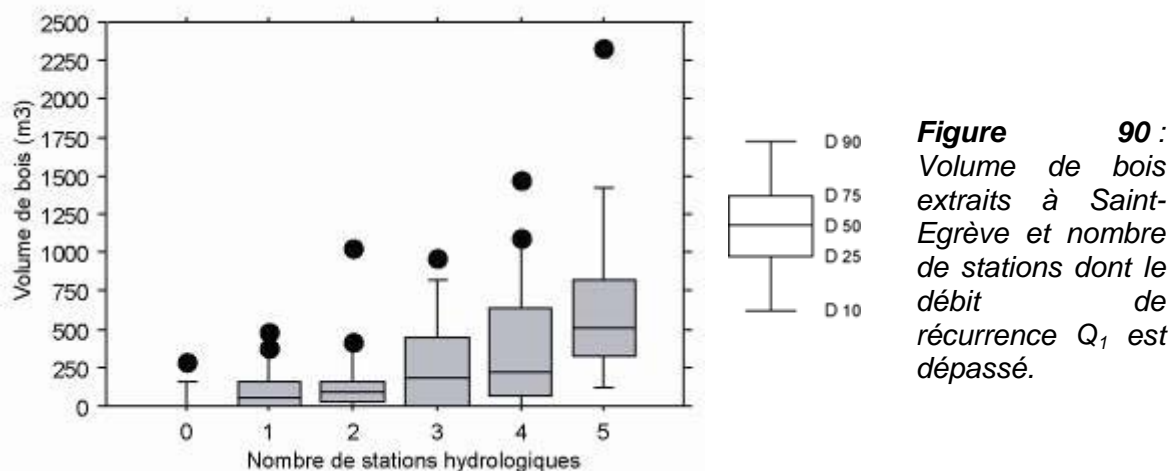








Les résultats cartographiques (Figure 89) mettent en évidence la complexité spatiale du fonctionnement hydrologique du bassin versant de l'Isère. On ne peut pas définir d'événements hydrologiques type, tant leur structure spatiale est différente. Toutefois, on observe qu'une relation existe entre le nombre de stations hydrologiques où le débit de récurrence un an ( $Q_1$ ) est dépassé et le volume de bois extrait à la retenue du barrage de Saint-Égrève (test de Kruskal Wallis,  $n = 96$ ,  $p = 0.0002$ ). Plus le nombre de stations hydrologiques, dans lesquelles le débit de récurrence  $Q_1$  est dépassé, est élevé, plus le volume de bois extrait de la retenue du barrage de Saint-Egrève est important (Figure 90).



#### 4.2) Volumes extraits et origine des évènements hydrologiques

Les stations de l'Isère à Grenoble Campus et du Drac à Fontaine ont été utilisées pour déterminer l'origine géographique des événements hydrologiques au pas mensuel, selon qu'ils proviennent du bassin versant de l'Isère ou du bassin versant du Drac, des deux ou d'aucun. Pour comparer les débits de ces deux cours d'eau, la variable réduite de Gumbel a été utilisée. Le débit de récurrence  $Q_1$  doit être dépassé pour qu'il y ait une crue durant la période.

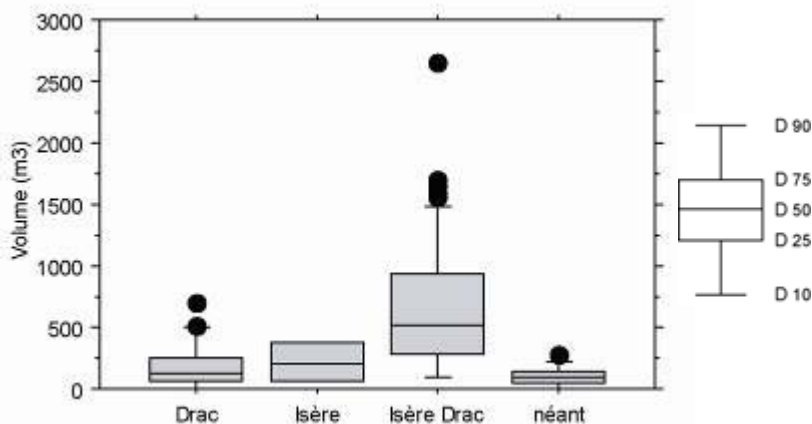


**Figure 91** : Situations hydrologiques et volumes de corps flottants extraits sur l'Isère au barrage de Saint-Égrève entre 1994 et 2001.

Origine		Intensité maximale I	Période	Volume cumulé	Volume moyen
Drac	Do	néant	26-28	32	16
		Haute Isère — Romanche	8	64	64
		Romanche — Arc — Haute Isère	81	0	0
	Dn	Arc	69	0	0
		10-25-39-49-50-51-80-83-84-86	94	352	352
		néant			
Isère	Do	Arc — Romanche	22-47	96	48
		Romanche	32-44	128	64
		Haute Isère	21	0	0
	Dn	Arc — Romanche — Haute Isère	68	256	256
		néant			
		Arly	20-62	384	192
Néant	Do	Arc	40	64	64
		Arly	75	256	256
		néant			
	Dn	néant	27-95	32	16
		Arly	57	416	416
		Arc	23	64	64
Isère - Drac	Do	2-33-34-46-56-61-74-96	45	0	0
		néant			
		Arc	71-73	256	128
		Arc — Arly			
		Arly — Haute Isère	3 - 9	384	192
		Arly — Haute Isère — Romanche	29	0	0
		Haute Isère — Arly — Romanche	82	288	288
		Haute Isère — Romanche	6-7-54-66-77-78	4096	682,6
		Haute Isère — Romanche — Arly	18-89-90	2272	757,3
		Romanche — Haute Isère	91	96	96
		Arc	24	416	416
		Arc — Haute Isère	58	1088	1088
		Arc — Haute Isère — Romanche	65-87	1120	560
		Haute Isère	59	800	800
		Haute Isère — Arc — Romanche	17-31	1312	656
		15-35-52-55	448	112	112
		Arc — Arly	16	160	160
		Arc — Romanche	19-43	1057	528,5
Isère - Drac	Dn	Romanche — Arly — Arc	5	2336	2336
		Arc	1	0	0
		Arc — Haute Isère	11-93	1152	576
		Arc — Haute Isère — Arly	92	0	0
		30-40	0	0	0
		4-12-14-38-48-85-88	2464	352	352
		64-72	512	256	256
		Haute Isère	76	224	224
		Haute Isère — Romanche	67	64	64
		Arc — Haute Isère	70	458	458
		Arc	79	128	128
		13-36-37-53-60-63	1344	223,3	223,3
		néant			
		Arc — Romanche			
		Arly			
		Arc — Haute Isère			
		Haute Isère			
		Romanche			

Quatre types de situations hydrologiques ont été obtenus en fonction de l'intensité et de la durée des débits, ils correspondent au premier niveau typologique de la figure 91 :

- Le type Drac correspond aux événements hydrologiques pour lesquels le débit de récurrence  $Q_1$  a été atteint ou dépassé sur la station du Drac à Fontaine uniquement.
- Le type Isère correspond aux événements hydrologiques pour lesquels le débit de récurrence  $Q_1$  a été atteint ou dépassé sur la station de l'Isère à Grenoble Campus uniquement.
- Le type Isère-Drac correspond aux événements hydrologiques pour lesquels le débit de récurrence  $Q_1$  a été atteint ou dépassé sur la station du Drac à Fontaine et sur la station de l'Isère à Grenoble Campus.
- Le type Néant correspond aux événements hydrologiques pour lesquels le débit de récurrence  $Q_1$  n'a pas été atteint ou dépassé sur la station du Drac à Fontaine et sur la station de l'Isère à Grenoble Campus.



**Figure 92 :** Origine géographique des volumes de bois extraits au barrage de Saint-Egrève.

Origine	Nombre d'événements	Volume moyen de bois extrait (m <sup>3</sup> /événement)	Volume total extrait (m <sup>3</sup> )	Volume de déchets extrait (m <sup>3</sup> )	Volume de bois extrait (m <sup>3</sup> )
Drac	20	99	3840	1856	1984
Isère	6	160	1696	736	960
Isère-Drac	55	407	34976	12598	22378
Néant	15	70	1952	896	1056

**Tableau 21:** Valeurs des volumes extraits selon l'origine géographique des événements hydrologiques.

Les résultats montrent que (Figure 92 et tableau 21), si la fréquence des événements hydrologiques de type Isère est trois fois plus faible que la fréquence

des événements hydrologiques de type Drac, ils apportent 1,5 fois plus de bois en moyenne. Les 55 événements de crue attribués au type Isère-Drac (soit 60 % des événements de la période d'étude) apportent sur l'ensemble de la période d'étude 82,5 % des volumes de corps flottants extraits et 85 % des volumes de bois extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève.

Selon le même principe, nous avons cherché à identifier, sur l'ensemble du bassin versant de l'Isère, l'origine géographique du débit maximal. Nous avons pris en compte dans cette démarche uniquement les stations de l'Arly, de la Romanche, de l'Arc, de la Haute Isère. La connexion / déconnexion du secteur Haute Isère a été également considérée. Les résultats sont présentés dans le tableau 22.

Rivière	Nombre de périodes	Volume moyen de bois extrait (m <sup>3</sup> /événement)	Volume total extrait (m <sup>3</sup> )	Volume de déchets extraits (m <sup>3</sup> )	Volume de bois extrait (m <sup>3</sup> )	Superficie du bassin versant (km <sup>2</sup> )
Arc	25	337	13984	5568	8416	1987
Arly	19	443	12384	3968	8416	648
Haute Isère	11	375	6048	1920	4128	1889,5
Romanche	11	184	3424	1398	2026	1223
Néant	30	113	6624	3232	3392	0

**Tableau 22 :** Valeurs des volumes extraits selon l'origine géographique du débit maximal enregistré.

## **5) DISCUSSION ET CONCLUSION**

La prédiction des apports de bois mort en fonction du débit des cours d'eau n'a pas pu être réalisée sur l'Isère. En effet, les barrages sélectionnés s'effacent lorsque les débits entrants sont importants. Les volumes de bois morts et de corps flottants piégés puis extraits sont partiels et sous-estimés. Il n'a pas été possible de mettre en évidence des débits-seuils au-delà desquels les entrées de bois morts sont très importantes au barrage de Saint-Egrève et sur les différents cours d'eau.

Seule la relation entre l'intensité du pic de crue et le volume de corps flottants extraits au droit des barrages a été mise en évidence. Comme sur le Rhône au barrage de Génissiat (Moulin et Piégay, 2004), plus la valeur du débit maximal atteint sur les cours d'eau augmente, plus les volumes extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève sont importants. Concernant le barrage de Saint-Martin-La-Porte sur

l'Arc, le marché de gestion des volumes extraits des retenues, en place depuis une dizaine d'années, n'a pas été attribué à nouveau par EDF à l'entreprise Laurot.

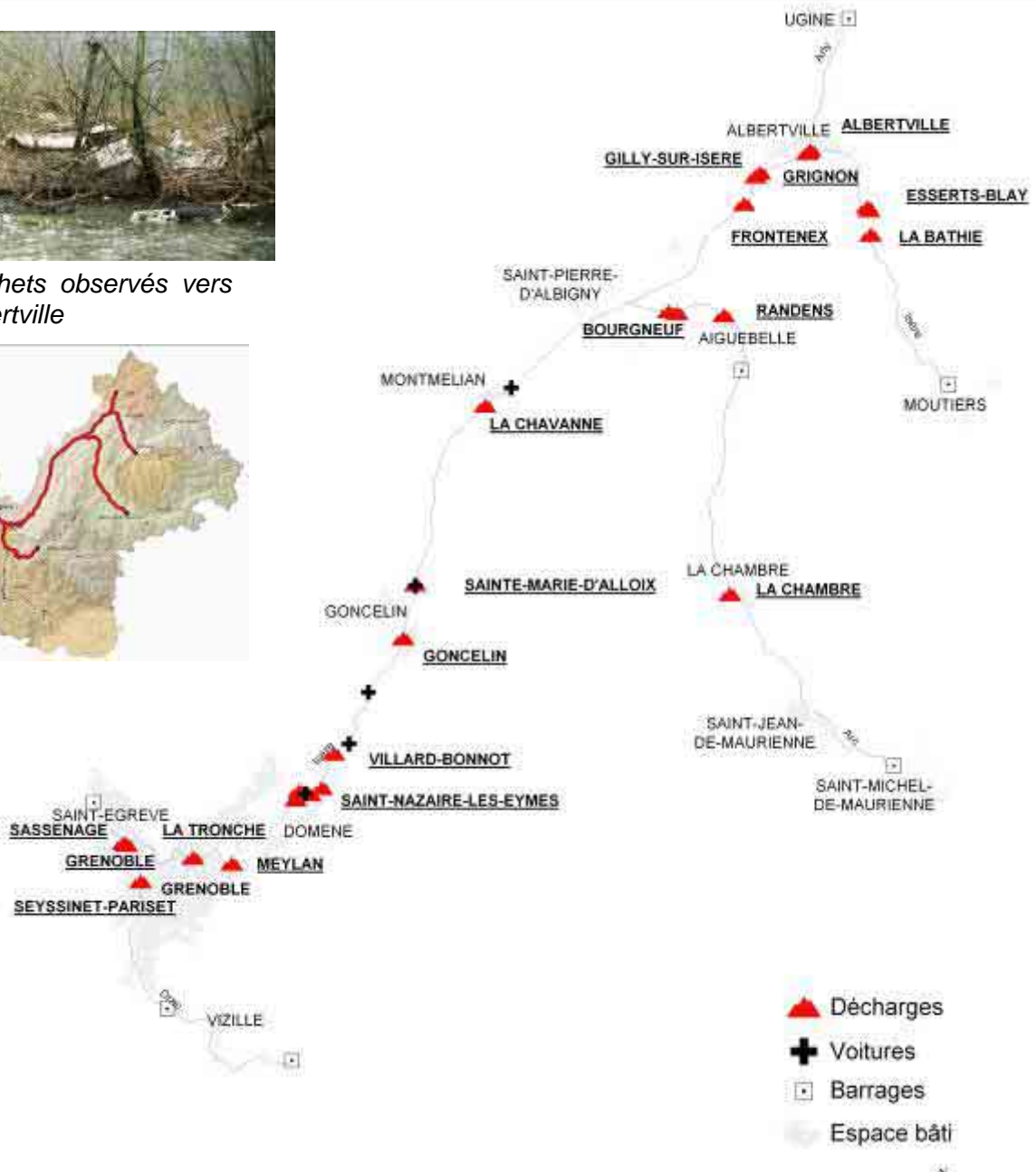
Nous avons montré que plus le nombre de stations hydrologiques en crue est important, plus les volumes extraits augmentent. La longueur du linéaire ripicole des cours d'eau affectés par la crue semble « contrôler » les volumes de bois extraits au droit du barrage de Saint-Egrève.

Afin d'obtenir de meilleurs résultats, il serait nécessaire de mettre en place une technique de suivi de l'extension / régression des nappes de corps flottants accumulés dans les barrages permettant une quantification des arrivées à un pas de temps plus fin. Ce type d'analyse doit être mis en place sur le Rhône au droit de l'usine de Pierre-Bénite à partir d'un suivi photographique automatisé journalier de la nappe de corps flottants accumulés dans la retenue. Sur ce site, la CNR s'est engagée à piéger puis à extraire systématiquement les corps flottants accumulés dans la retenue. Une analyse quantitative et qualitative des bois morts et déchets devrait être mise en place à l'automne 2005. La méthode devrait être appliquée sur une période de temps de deux puis cinq ans. La chronique obtenue sera analysée ensuite en rapport avec les chroniques hydrologiques du Rhône et de la Saône. Ces travaux permettront de déterminer l'origine des apports de bois en fonction de la chronique des débits du Rhône et de la Saône. Ces données permettront de caler des solutions de traitement et de valorisation des bois morts au niveau de l'ouvrage et sur les tronçons amont.

Les résultats montrent que la dynamique des apports et du transfert des déchets dans le bassin versant de l'Isère à l'amont du barrage de Saint-Egrève semble identique à celle du bois mort. La production annuelle de déchets du bassin versant de l'Isère est de 2298 m<sup>3</sup>. Une cartographie des décharges a été réalisée le long des linéaires des cours d'eau durant l'étude (Carte 16).



Déchets observés vers Albertville



**Carte 16 :** Répartition des déchets non organiques dans le bassin versant de l'Isère en 2002 (d'après Moulin et Piégay, 2004).

Si certaines sources de production de déchets sont localisées, il serait aujourd'hui intéressant d'analyser le rapport entre les volumes extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève avec la longueur du linéaire urbanisé, la densité de population, le nombre de points d'accès au cours d'eau. En effet, sur cette problématique, aucune information n'existe sur l'Isère et sur d'autres cours d'eau. Or les déchets ont un coût d'extraction beaucoup plus important que les bois morts. L'évacuation et le traitement d'une benne de 32 m<sup>3</sup> de bois coûte 71 Euro, une benne de déchets 404 Euro. Ils n'ont par ailleurs aucun rôle écologique pour le cours d'eau, bien au contraire.

## **CONCLUSION DE LA QUATRIEME PARTIE**

A l'issue de cette partie, nous disposons de quelques éléments de réponses sur le transfert des bois morts à l'échelle de notre secteur d'étude. Le suivi expérimental réalisé en juin 2003 a montré qu'en période de basses eaux, les bancs piègent rapidement les fûts : 81 % des fûts sont distribués sur les 25 premiers kilomètres. Sur les bancs, la fréquence des bois morts déposés est voisine des fréquences reprises durant la période d'étude. Les résultats des deux suivis réalisés en 2002 et 2003 montrent que le renouvellement est de 90 % en moyenne sur l'ensemble des secteurs échantillonnés.

L'étude de la relation entre les volumes de bois et le débit des cours d'eau n'a pas permis l'élaboration d'un modèle prédictif, du fait du fonctionnement des ouvrages qui ne permet pas d'appréhender correctement les valeurs maximales atteintes. Toutefois, nous avons mis en évidence qu'il existe un lien entre le pic de crue et les volumes de corps flottants extraits, mais les maximas ne sont connus ni sur l'Isère à Saint-Egrève ni sur l'Arc à Saint-Martin-la-Porte. Les volumes de corps flottants extraits sont plus importants en mai et juin puis en octobre et novembre. Les crues provenant du bassin versant de l'Isère produisent plus de corps flottants au droit de Saint-Egrève que les crues provenant du bassin versant du Drac. Les arrivées de bois mort à Saint-Egrève sont plus importantes lorsque tout le bassin est en crue et que le linéaire ripicole est fortement sollicité (Arc aval, Isère amont d'Albertville, Isère entre Albertville et Pontcharra).

Globalement, l'ensemble des résultats nous permet d'établir que le transport des bois morts n'est pas continu dans le temps et dans l'espace. Il a lieu par vagues successives. Il semble possible de différencier trois étapes :

- la reprise des dépôts de fin de crue. Il constitue « le reliquat » de la crue précédente auquel s'ajoutent les fûts produits entre deux crues comme nous l'avons montré dans le chapitre 2 de cette partie. Le cours d'eau produit du bois « en permanence ». Les arbres ancrés en berges, déstabilisés lors de la crue précédente, peuvent entrer dans le système ponctuellement alors que les débits ne sont pas significatifs ;

- l'entrée de nouveaux individus durant la crue, dans notre cas par apport provenant de l'amont mais essentiellement par érosion de berges (plus de 70 % des fûts quelque soit l'année) ;
- de nouveaux dépôts en fin de crue, plus les hauts débits sont soutenus dans le temps et l'espace, plus les distances parcourues par le bois mort seront importantes (si bien sûr la rugosité du chenal le permet). Plus le débit est important, plus l'origine de la rugosité dans le chenal va varier et les types de dépôts se diversifier sur les secteurs où la complexité de la mosaïque fluviale induit une rugosité forte et le dépôt des bois morts sous forme de troncs isolés ou d'embâcles dont l'ancrage est en rapport avec la hauteur d'eau et l'état du chenal. La présence d'ouvrages hydro-électriques de grandes dimensions (comme c'est le cas sur le Drac par exemple) peut interrompre les transferts, du moins les altérer.

On peut penser que les volumes de bois mis en mouvement durant les crues rares (débit de récurrence supérieur à 10 ans) dépassent largement les quantités observées au cours de cette étude. Ce type d'événement peut modifier la part respective des aires contributives et les conditions de transport des corps flottants, du fait d'une part de leur amplitude spatiale (dans ces cas extrêmes les longueurs de linéaire ripicole affectées sont maximales à l'échelle du bassin versant) et d'autre part de la végétalisation de l'Isère depuis une trentaine d'années. F. Vautier (2000) montre que, pour un débit de récurrence de 10 ans, les îles fortement végétalisées situées entre Pontcharra et Grenoble sont faiblement érodées. Il précise que la destruction systématique des îles et, par là même, la prise en charge des matériaux sur ce secteur doivent être envisagées à partir d'un débit de récurrence proche de 20/30 ans. Ce sont ces événements qui vont mettre en mouvement des quantités de bois importantes pouvant être source de risque pour l'agglomération grenobloise et les ouvrages situés à l'aval.







# **CONCLUSION GENERALE**



## **1) BILAN**

Commencée en mars 2001 et achevée en novembre 2004, cette étude a permis de réaliser un état des lieux de la dynamique du bois mort sur l'Isère à l'amont de Grenoble. Aucune information n'était disponible avant cette thèse. Trois ans de collecte et d'analyse de données constituent la durée minimale nécessaire pour appréhender correctement la dynamique du bois mort à l'échelle d'un bassin versant ou d'un réseau hydrographique. Les travaux complémentaires, réalisés entre mars 2004 et septembre 2004, suite à la crue survenue sur l'Arly en janvier 2004, ont permis, à travers l'étude d'un événement hydrologique rare, d'améliorer la qualité des résultats obtenus lors de l'étude précédente réalisée entre 2001 et 2004. Ce travail apporte de nombreux éléments de réponse aux questions traditionnelles des gestionnaires et acteurs de l'eau sur l'Isère. A travers les différentes mesures, analyses et expériences réalisées, ce travail a permis de mieux connaître quantitativement et qualitativement, *in vivo*, les flux de bois transitant dans un système fluvial. L'inertie du fonctionnement du système est mieux connue.

## **2) PRINCIPAUX RESULTATS**

L'analyse spatiale et temporelle de la distribution des bois morts présents le long des linéaires de l'Arc, de l'Arly et de l'Isère, ont permis de mettre en évidence que l'impact de l'origine de la crue sur la distribution du bois mort, à l'échelle du réseau hydrographique étudié, semble diminuer en direction de l'aval. Les concentrations en bois mort augmentent localement sur les linéaires des cours d'eau affectés par la crue. Les résultats cartographiques montrent qu'il existe une structure spatiale robuste et pérenne de la distribution du bois mort le long de ces linéaires. Ce sont les secteurs associant des îles végétalisées situées à l'intérieur de la bande active, des bancs mobiles et des chenaux multiples qui constituent, à l'échelle de notre secteur d'étude, les sites préférentiels de dépôts et de stockage du bois mort. Dans tous les cas, sur l'Arc, l'Arly et l'Isère, le développement de cette morphologie semble être en lien avec les aménagements présents le long du linéaire des cours d'eau. On constate que les secteurs où la mosaïque fluviale est la plus complexe se trouvent presque systématiquement à l'amont d'aménagements (seuils, barrage...)

qui retiennent la charge solide. Les bancs sont exhausés et fragmentés du fait de la mise en place de nombreux chenaux de défluviation. Sur ces bancs, se développe une végétation pionnière qui évolue vers les stades matures lorsque l'altitude de l'unité augmente. Cette morphologie est spécifique des tronçons fluviaux situés entre Albertville et Montmélian sur l'Isère notamment. La mobilité des chenaux favorise la régénération des mésoformes et, par là même, la production et le stockage de bois mort. Cette boucle de rétro-action ne semble pas effective dans les secteurs situés entre Pontcharra et Grenoble. La végétalisation des bancs mobiles, l'altitude élevée des îles et leur « résistance » à l'érosion de berge pour des débits supérieurs à la crue décennale ne permet pas, ou faiblement, la production et le stockage de bois mort dans le chenal. Cette morphologie semble même favorisée, du fait de l'écoulement unidirectionnelle qu'elle induit, le transit « rapide » du bois mort vers l'aval.

L'entretien périodique du cours d'eau n'a pas d'influence sur la distribution du bois mort dans le chenal, notamment dans le cas des troncs isolés. Les pratiques d'entretien semblent même avoir des effets contradictoires dans le cas des embâcles : si elles contribuent à diminuer le nombre d'embâcles sur certains secteurs où l'accès aux plages de dépôt est simple, la fréquence de l'entretien permet le développement d'une végétation pionnière qui augmente localement, du fait d'un effet de peigne, la rugosité hydraulique du lit majeur et favorise le piégeage. De fait, le volume de bois présent diminue immédiatement après l'entretien puis tend à augmenter au fur et à mesure que la végétation pionnière se réinstalle. Ce contraste s'accroît, si au moment du piégeage potentiel optimal, une crue et des entrées de bois associées se manifestent.

La caractérisation bio-morphologique des bois morts présents dans le chenal a permis de montrer que l'érosion de berge est le principal mécanisme de production des bois morts (70 % des fûts mesurés possèdent un système racinaire), qui affecte essentiellement des essences spécifiques des milieux ripicoles pionniers. Plus de 55 % des bois morts stockés dans le chenal des cours d'eau sont des bois provenant des milieux ripicoles pionniers, quelque soit l'année et quelque soit le cours d'eau. En outre, les apports provenant des torrents sont négligeables, même lors de fortes crues, du fait, d'une part de la nature des mécanismes de production et des modalités du transport dans un contexte torrentiel, d'autre part d'un temps de

résidence plus long en rapport avec une largeur du chenal inférieure à la longueur des fûts et une densité des aménagements anthropiques sur les torrents importantes (prise d'eau, barrage...). Celle-ci induit un transport non continu et une artificialisation des débits qui à l'échelle de certains tronçons, ne sont plus suffisants pour transporter les fûts. L'alternance eau/air engendrée par cette hydrologie anthropisée peut, dans une certaine mesure, réduire le temps nécessaire à la décomposition des bois morts.

L'étude comparative de la ripisylve et des bois morts stockés dans les cours d'eau tend à montrer que les tronçons de production et les tronçons de dépôt sont identiques. Les résultats de l'expérience réalisée en juin 2003 sur l'Isère montrent que les troncs pris en charge sont rapidement piégés par les éléments rugueux du chenal : 50 % des troncs ont été piégés sur les quinze premiers kilomètres, 80 % sur les trente-cinq premiers kilomètres. Les faibles distances parcourues tendent à confirmer que, dans le cas de bois mort produit naturellement par érosion de berge, les sites de dépôt seront localisés vraisemblablement à proximité des sites de production, d'autant que la géométrie des fûts (présence de branches et d'un système racinaire) augmente leur sensibilité à la rugosité du chenal et favorise leur piégeage. Les résultats dendrochronologiques, qu'il conviendrait de développer plus amplement, tendent à confirmer cette hypothèse. Les analyses dendrochimiques mises en place devraient permettre d'affirmer (ou non), d'une part l'origine locale des bois morts stockés dans les chenaux, d'autre part dans le cas des bois morts stockés sur l'Isère à l'aval d'Albertville, leur origine géographique à l'échelle du réseau hydrographique amont.

Le suivi temporel, à l'échelle stationnelle, des entrées et des sorties de bois mort, a permis de mettre en évidence des vitesses de renouvellement rapides ainsi que l'existence d'un transfert continu du bois mort stocké dans le cours d'eau sur les bancs, alors qu'aucun événement de crue n'a lieu. Cette dynamique associe, d'une part une production sporadique et aléatoire de nouveaux individus déstabilisés lors de l'événement de crue précédant (les arbres isolés ancrés en berge), d'autre part une redistribution des bois morts déjà présents dans le chenal.

La modélisation des apports de bois mort en fonction du débit des cours d'eau n'a pu être réalisée sur l'Isère, du fait du fonctionnement des barrages lors des

événements de crue. Il n'a pas été possible de mettre en évidence des débits seuils au-delà desquels les entrées de bois morts sont très importantes. Toutefois, les analyses ont mis en évidence que, plus le débit atteint lors d'une crue est important, plus les volumes de corps flottants extraits du barrage de Saint-Egrève augmentent. L'analyse géographique de la chronique des volumes extraits au barrage de Saint-Egrève avec le débit des cours d'eau amont a montré que la longueur du linéaire ripicole des cours d'eau affectée par la crue semble contrôler les volumes de bois extraits au barrage de Saint-Egrève. Les crues provenant du bassin versant du Drac, si elles semblent plus fréquentes, apportent 1,5 fois moins de bois mort que les crues provenant du bassin versant de l'Isère. La succession des aménagements de grande envergure présents le long du linéaire du Drac est une explication possible. En effet, les longueurs importantes des retenues des barrages situés sur le Drac (Notre-Dame-de-Commiers, Monteynard, Saint-Pierre-de-Commiers, Le Sautet) ainsi que leurs nombres induisent une rupture des transferts depuis l'amont.. La présence de nombreux tronçons court-circuités favorise un temps de résidence plus long ainsi qu'une désagrégation physico-chimique importante. On peut penser que les bois morts produits dans le bassin versant du Drac sont stockés dans les retenues et coulent, à terme. Ils peuvent aussi former des nappes dont le déplacement et la constitution sont en rapport avec les mouvements d'eau internes de la retenue et les conditions aérologiques. Cette succession d'aménagements de grande taille n'est pas présente sur l'Isère ou l'ensemble des ouvrages sont dit « au fil de l'eau » et s'effacent pour des débits dont la fréquence est parfois inférieure à une fréquence de retour 1,5. Sur le bassin versant de l'Isère, seules les parties hautes du bassin versant sont équipées de grands aménagements (barrage de Tignes par exemple) et la végétation en place ne dépasse pas, généralement, le stade de la pelouse alpine.

### **3) QUELLES PROPOSITIONS DE GESTION FORMULEES ?**

Dans le contexte de l'Isère, les propositions de gestion formulées ont pour objectifs de réduire les risques d'inondations et de dommages au niveau des ouvrages et des zones urbaines, de réduire les coûts d'extraction et les contraintes d'exploitation aux barrages et aux ponts. Il s'agissait, en outre, de trouver une solution permettant d'éviter une systématisation de l'entretien sur tout le linéaire qui

est financièrement et écologiquement coûteuse, et de proposer quelques règles permettant de promouvoir l'impact des politiques d'entretien mises en place. Ces propositions ont été élaborées à partir des résultats obtenus et en collaboration avec les financeurs. Leur nombre, ainsi que la diversité des structures (AERMC, DIREN, EDF...), représentées et finançant ces travaux ont induit des logiques d'acteurs différentes, trahissant parfois des intérêts contradictoires, mais dont la confrontation fut enrichissante.

Les principales propositions pour la mise en place d'une gestion préventive et les principales interventions nécessaires dans les cours d'eau afin de réduire la production et l'arrivée des bois morts sont présentées ci-après. Elles s'organisent selon deux temporalités différentes.

Sur le court terme, une réduction partielle du flux de bois mort peut être envisagée en intervenant fréquemment dans les cours d'eau, une fois par an, car le renouvellement est rapide. Cette action est à privilégier sur les secteurs intra-digues où les concentrations en bois morts sont importantes. Ces sites constituent, dans le cadre de la mise en place d'un entretien sectorisé comme il est aujourd'hui préconisé par les services de l'État et de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, des secteurs prioritaires d'entretien. À partir des résultats obtenus sur les troncs isolés et les embâcles, nous avons élaboré une carte localisant les secteurs intra-digues, à l'échelle du segment unitaire de 250 mètres, où l'entretien doit être mis en place (Carte 17). Deux types de secteurs ont été différenciés : d'une part les secteurs sensibles, sur lesquels les plus fortes concentrations de bois morts ont été systématiquement mesurés en 2002 et 2004, d'autre part les secteurs où les dépôts de bois mort peuvent, certes, varier selon l'origine de la crue et selon l'année, mais demeurent importants. Il convient, selon le contexte, de les surveiller et de les entretenir si besoin est.

Il s'agit de favoriser les transferts aval tout en maintenant du matériel dans le tronçon. Afin de préserver l'intérêt biologique du bois mort, nous avons préconisé de laisser les embâcles et les fûts lorsqu'ils ont un effet sur les conditions de vitesse et de hauteur d'eau au sein du chenal d'étiage. De même, la conservation des bois coulés se situant dans le chenal en eau a été conseillée. En effet, leur faible fréquence à l'échelle du bassin versant les rend d'autant plus importants pour la faune aquatique, notamment dans les secteurs situés entre Pontcharra et Grenoble.

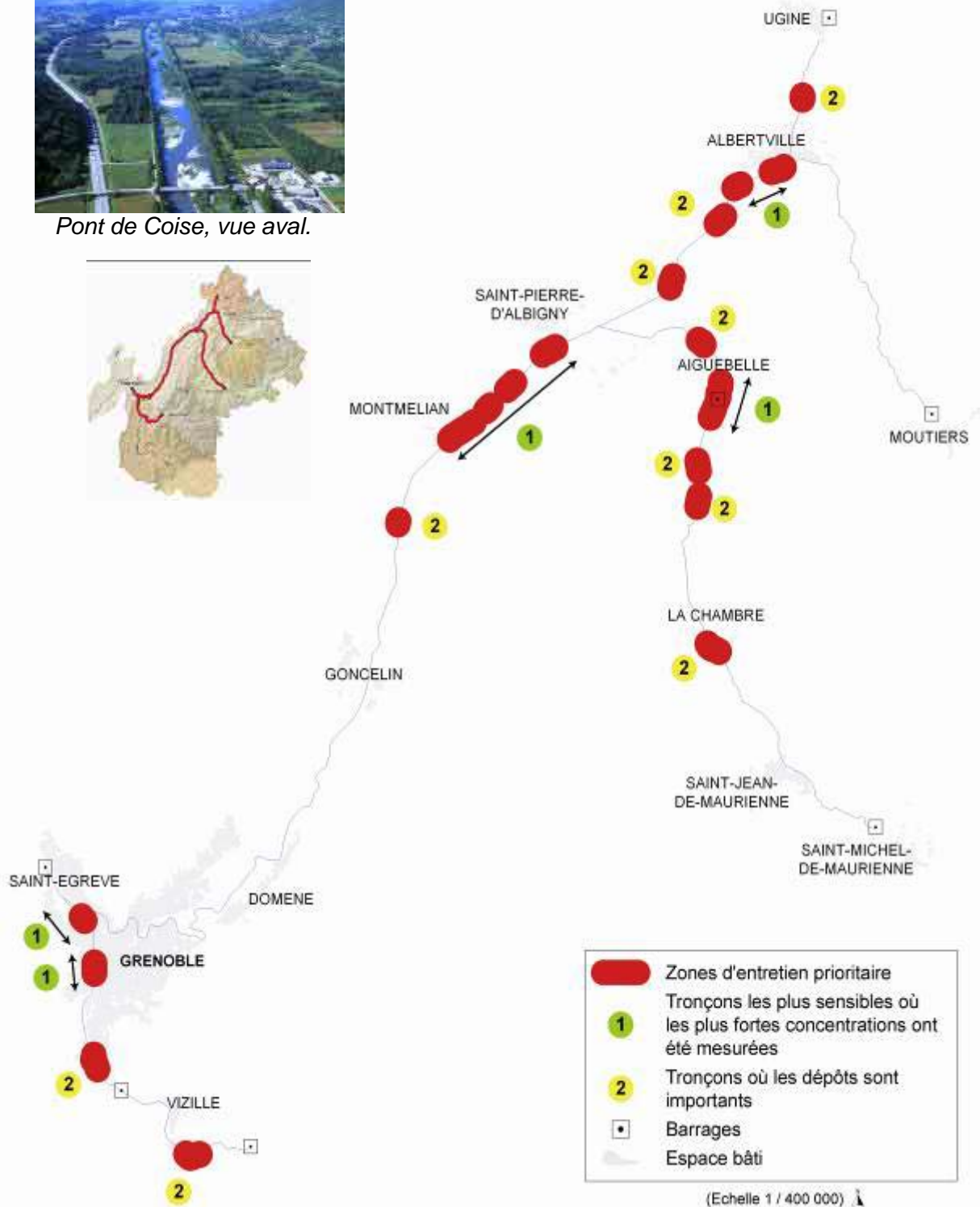


Enfin, nous avons mis en avant que le débitage des troncs dont la longueur doit être inférieure à 1 mètre est préférable à l'enlèvement systématique des fûts. Cette méthode favorise, d'une part le transit, en diminuant les risques de « blocage » et, d'autre part, elle permet de conserver un peu de l'intérêt trophique du bois mort pour la faune aquatique, son rôle en tant que structure d'habitat étant minoré.

Aucune mesure n'a été envisagée afin d'enlever les troncs ancrés en berge. En effet, ce type d'intervention est techniquement délicate et ne touche qu'une petite partie des bois dont la localisation est aléatoire et ponctuelle.



*Pont de Coise, vue aval.*



**Carte 17 :** Localisation des secteurs intra-digues où un entretien prioritaire pourrait être mis en place. Les pk des tronçons sont accessibles dans le Système d'Information Géographique (d'après Moulin et Piégay, 2004).

Sur le plus long terme, une gestion visant à réduire le flux de bois résultant de l'érosion latérale lors d'événements hydrologiques rares doit être mis en place. En effet, les volumes de bois mis en mouvement durant les crues rares (débit de récurrence supérieure à 10 ans) dépassent largement les quantités observées au

cours de cette étude. Ce type d'événement peut modifier la part respective des aires contributives et les conditions de transport des corps flottants, du fait de la végétalisation de l'Isère depuis une trentaine d'année comme l'a montré Vautier (2000) entre Pontcharra et Grenoble, où la destruction systématique des îles et, par là même, la prise en charge des matériaux sur ce secteur doivent être envisagées à partir d'un débit de récurrence proche de 20/30 ans. Ce sont ces événements qui vont mettre en mouvement des quantités de bois importantes pouvant être source de risque pour l'agglomération grenobloise. Pour anticiper de tels événements, nous préconisons la mise en œuvre d'un entretien des îles du Grésivaudan.

L'entretien des îles du Grésivaudan est une intervention bénéfique pour le maintien de la ligne d'eau (Allain-Jegou, 2002). Il s'agirait, comme l'a préconisé Vautier (2000), d'essarter en priorité les îles qui provoquent un risque hydraulique local (élévation de la ligne d'eau), celles couvertes par une forêt de bois dur, et enfin celles qui présentent des individus dont le diamètre dépasse 12,5 à 20 centimètres. En définitive, selon la typologie élaborée par Vautier (2000), les îles dont l'âge est supérieur à 10/15 ans au maximum devraient faire l'objet d'un essartage. Cela signifie un entretien régulier à des pas de temps de l'ordre de 10 ans. Des interventions trop fréquentes conduiraient à un appauvrissement significatif des biotopes originaux présents dans l'Isère. Comme pour la Durance, où il est question de déplacer au sein de l'espace alluvial la bande essartée selon des cycles de quatre ans, il serait judicieux d'alterner l'essartement des îles. L'intérêt serait de maintenir en permanence des stades de végétation de 0 à 10 ans susceptibles d'être rajeunis périodiquement par l'Isère ou par essartement. Combiné à l'essartement, l'arasement des îles jusqu'au soubassement de galets serait également pertinent afin de permettre la régénération d'espèces pionnières, d'herbacées et de strates arbustives et de différer dans le temps cette régénération. Le dépavage des bancs faisant l'objet d'essartement et d'arasement permettrait en outre leur réactivation lors des crues fréquentes (Vautier, 2000). L'ensemble de ces actions doit inclure des actions limitant le développement des espèces invasives.

La mise en place de pièges à bois mort (Photographie 34) dans la zone intradigue entre Pontcharra et Grenoble a été préconisée. Des tronçons peuvent être aménagés après essartement et arasement afin de favoriser le dépôt des fûts. La mise en place de structures (plots...) peut venir renforcer la capacité de piégeage favorisée par l'élargissement de la section, suite aux entretiens préconisés

précédemment. Ces zones doivent posséder un accès destiné à l'entretien des ouvrages et à l'évacuation des matériaux piégés. La restauration récente des digues, sur un tronçon de 500 mètres à l'aval du Pont de Goncelin, la présence de deux bancs latéraux non végétalisés dont le sous-bassement de galet est apparent sur ce même tronçon, le rendent particulièrement propice à la mise en place de structure de piégeage. Une étude d'ingénierie devra être réalisée afin de déterminer si ces structures doivent entraver complètement l'espace intra-digue ou être disposées alternativement en rive gauche et rive droite.



**Photographie 34** : Exemples d'aménagements destinés à la rétention des débris ligneux qui ont été mis en place sur des cours d'eau suisses du canton de Zurich (source G.R. Bezzola).

L'accentuation du piégeage des bois morts sur les retenues hydroélectriques a été conseillée. En favorisant les extractions sur ces sites, une réduction du flux de corps flottants est obtenu sur les secteurs aval, comme l'ont montré Moulin et Grosprêtre (2005) sur le Rhône à l'aval de Génissiat. De plus, des installations spécifiques destinées à améliorer les capacités de piégeage des ouvrages, comme celles installées sur l'Adour dans les Pyrénées, peuvent être développées.

Afin de prévenir toute situation critique et d'évaluer l'impact des pratiques d'entretien mises en place, deux grandes propositions ont été formulées. Dans un premier temps, il paraît important de réaliser un suivi des ponts sensibles permettant de quantifier l'évolution dans le temps de la formation des embâcles. Une surveillance régulière des ponts permet de prévoir l'enlèvement systématique des accumulations dès lors qu'elles sont considérées comme critiques pour l'ouvrage. Associées à un suivi général de l'état des lieux « bois mort » des cours d'eau, ces actions permettraient de prendre « le pouls » du système et de réorienter, spatialement et temporellement, si besoin est, les plans d'entretien.

Dans un deuxième temps, nous avons conseillé de suivre quantitativement et qualitativement les volumes extraits au barrage de Saint-Égrève afin, d'une part de les comparer avec les données acquises depuis 1994, d'autre part de surveiller l'impact des crues sur la nature du matériel en transit et vérifier si l'inertie du fonctionnement du système ou si certains événements peuvent la modifier.

#### **4) VERS L'ELABORATION D'UN OUTIL PERMETTANT UN DIAGNOSTIC « BOIS MORT » DANS LES COURS D'EAU**

Jamais autant de moyens, méthodes et outils n'avaient été mis en place pour une étude de la dynamique du bois mort dans le contexte particulier d'un cours d'eau anthropisé. Les travaux réalisés sur l'Isère constituent une première expérience du traitement global de l'objet « bois mort » dans les cours d'eau français en général. Elle représente l'aboutissement et la concrétisation de travaux engagés depuis 1998 sur le bois mort à l'échelle de bassin versant de cours d'eau au sein de l'UMR 5600, notamment sur la Drôme et l'Ain, plus récemment sur le Rhône. Les différents protocoles et tests développés sur l'Isère ont permis l'élaboration d'un outil de diagnostic « bois mort » applicable sur la plupart des cours d'eau.

Cette démarche de diagnostic, en cours de perfectionnement permanent, est fondée sur des analyses spatiales et temporelles, qualitatives et quantitatives, des bois morts en transit dans le cours d'eau. Les résultats permettent de déterminer des solutions de gestion durable, sectorisées spatialement et temporellement. En outre, elle intègre les dimensions amont-aval de la dynamique du bois mort le long des

linéaires des cours d'eau. Face aux interrogations des gestionnaires, elle permet de répondre aux questions fondamentales :

- Où se trouve le bois mort ?
- Comment est-il introduit dans le cours d'eau ?
- D'où vient-il ?
- Comment se déplace-t-il ?
- Comment agir et où entretenir ?

Une question reste en suspend dans cette étude et constitue un de nos axes de recherche future : quels sont les volumes de corps flottants transitant ? Lorsque les débits maximum atteints par les cours d'eau sont supérieurs au débit d'équipement des barrages, ceux-ci déversent et laissent passer les corps flottants. Nous ne disposons pas de données permettant d'établir la relation existant entre le débit du cours d'eau et le volume de corps flottants en transit. Il n'a donc pas été possible de définir précisément les débits-seuils au-delà desquels les volumes des corps flottants en transit augmentent. La connaissance des volumes totaux en transit ainsi que celle des volumes stockés dans le chenal, en association avec une quantification des vitesses d'érosion latérale des berges boisées (à partir de l'analyse diachronique d'une série d'image satellite ou de photographies aériennes par exemple) permettrait de calculer un budget ligneux (entrée / stockage / sortie). Cette démarche permettrait de mieux caler dans le temps et l'espace les différentes interventions (fréquence, nature et extension géographique des travaux d'entretien) pouvant être préconisées.

L'application de cet outil de diagnostic est en cours sur d'autres cours d'eau, notamment sur le Rhône (Suisse et France), la Cecina (Italie) et se poursuit sur l'Isère, notamment avec l'élaboration du budget ligneux. Les résultats issus de ces différents travaux devraient permettre d'accroître encore les connaissances de la dynamique du bois mort dans les cours d'eau européens et de dégager, dans des contextes géographiques différents, des tendances ubiquistes en terme de dynamique du bois mort d'une part, de gestion d'autre part.



# **BIBLIOGRAPHIE**





- Abbe T.B., Montgomery D.R.** (1996) : Large woody debris jams, channel hydraulics and habitat formation in large rivers, *Regulated Rivers Research and Management*, **12**, pp. 201-221.
- Abbe T.B., Montgomery D.R.** (2003) : Pattern and processes of wood debris accumulation in the Queets River basin, Washington, *Geomorphology*, **51**, n°3, pp. 109-126.
- Abbe T.B., Brooks A.P., Montgomery D.R.** (2003) : Wood in river rehabilitation and management, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 367-389.
- Albert M.B.** (1998) : Impact de l'entretien de la végétation rivulaire et du bois mort sur les communautés biologiques et la morphologie des cours d'eau, CEMAGREF, mémoire de DEA, Université Lyon II, 48 p.
- Alexandrova E.Y.** (2001) : Elaboration d'une clé de détermination des principales essences ripicoles de l'Isère entre Albertville et Grenoble, mémoire de maîtrise, Université Lyon III, 90 p.
- Alexandrova E.Y.** (2003) : Tests méthodologiques en vue de l'identification de l'origine du bois mort dans le bassin versant de l'Isère, mémoire de DEA, Université Lyon III, 80 p.
- Alfani A., Bartoli G., Caserta P., Andolfi, G.** (1995) : Amount and elemental composition of dry deposition to leaf surface of *Quercus ilex* in the urban area of Naples, *Agr. Med.*, Special Vol., pp. 194-199.
- Alfani A., Bartoli G., Rutigliano F.A., Maisto G., Virzo de Santo A.** (1996) : Trace metal biomonitoring in the soil and the leaves of *Quercus ilex* L. in the urban area of Naples, *Biol. Trace Element Res.*, **51**, pp. 117-131.
- Allain-Jegou C.** (2002) : Relations végétation-écoulement-transport solide dans le lit des rivières, étude de l'Isère dans le Grésivaudan, Thèse de l'Institut National Polytechnique de Grenoble, 191 p.
- Andrus C.W., Lorenzen T.** (1992) : *Water Classification and Protection Project : Draft Report*, Publication of the Oregon Department of Forestry, 150 p.
- Andrus C.W., Long B.A., Froelich H.A.** (1988) : Woody debris and its contribution to pool formation in a coastal stream 50 years after logging, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **45**, pp. 2080-2086.
- Angermeier P.L., Karr J.R.** (1984) : Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream, *Transaction of the American Fisheries Society*, **113**, pp. 716-726.
- Assani A.A., Petit F.** (1995) : Log-jam effects on bed-load mobility from experiments conducted in a small gravel-bed forest ditch, *Catena*, **25**, pp 117-126.

- Astrade L., Bégin Y.** (1997): Tree ring response of *Populus tremula* L. and *Quercus robur* L. to recent spring floods of the Saône River, France, *Ecoscience*, **4**, n°2, pp. 232-239.
- Astrade L., Bravard J.P., Landon N.** (1998) : Mouvements de masse et dynamique d'un géosystème alpestre: étude dendrogéomorphologique de deux sites de la vallée de Boulc (Diois, France), *Géographie physique et quaternaire*, **52**, n°2, pp. 151-163.
- Bayard M., Schweingruber F.H.** (1991): Ein baumgrenzstandort : Das wildwasserbett des Maggia im Tessin, Schweiz. Ein dendrokrologische studie, *Botanica Helvetica*, **101**, pp. 9-28.
- Beechie T.J., Sibley T.H.** (1997) : Relationships between channel characteristics, woody debris, and fish habitat in northwestern Washington streams, *Transactions of the American Fisheries Society*, **126**, pp. 217-229.
- Bégin Y., Payette S.** (1988) : Dendroecological evidence of subarctic lake-level changes during the last three centuries in Subarctic Québec, *Quaternary Research*, **30**, pp. 210-220.
- Benda L.B., Sias J.** (2003) : A quantitative framework for evaluating the wood budget, *Forest Ecology and Management*, **172**, pp 1-16.
- Benda L.B., Miller D., Martin D., Bilby R., Veldhuisen C., Dunne T.** (2003) : Wood recruitment processes and wood budgeting, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 49-73.
- Benke A.C., Van Arsdall T.C., Gillespie D.M., Parish F.K.** (1984) : Invertebrate productivity in a subtropical blackwater river : the importance of habitat and life history, *Ecological Monographs*, **54**, pp. 25-63.
- Benke A.C., Henry R.L., Gillespie D.M., Hunter R.J.** (1985) : Importance of snag habitat for animal production in southeastern streams, *Fisheries*, **10**, n°5, pp. 8-13.
- Benke A.C., Wallace J.B.** (2003) : Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 149-177.
- Berg N., Carlson A., Azuma D.** (1998) : Function and dynamics of woody debris in stream reaches in the central Sierra Nevada, California, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**, pp. 1807-1820.
- Berish C.W., Ragsdale H.L.** (1985) : Chronological sequence of element concentration in wood of *Carya* spp. in the southern appalachian mountains, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **15**, pp. 477-483.
- Beschta R.L.** (1979) : Debris removal and its effects on sedimentation in Oregon coast range system, *Northwest Science*, **53**, pp. 71-77.

- Beschta R.L.** (1983) : *Effects of large woody debris upon channel morphology : a flume study*, Proceeding of the D.B. Simon Symposium on Erosion and Sedimentation, Simon Li and Associates, Ft Collins, Colorado.
- Bilby R.E., Likens G.E.** (1980) : Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems, *Ecology*, **61**, n°5, pp. 1107-1113.
- Bilby R.E.** (1981) : Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particule matter from a forested watershed, *Ecology*, **62**, n°5, pp. 1234-1343.
- Bilby R.E.** (1984) : Removal of organic debris may affect stream channel stability, *Journal of Forestry*, **82**, pp. 609-613 .
- Bilby R.E., Bisson P.A., Bryant M.D., Dolloff C.A., Grette G.B., House R.A., Murphy M.L., Koski K.V., Sedell J.R.** (1987) : Function and Distribution of Large Woody Debris in Pacific Coastal Streams and Rivers, in E.O. Salo and T.W. Cundy, editors. *Streamside management : forestry and fishery interactions*, Institut of Forest Resources, University of Washington, Seattle, pp. 143-190.
- Bilby R.E. et Ward J.W.** (1989) : Changes in characteristics and function of woody debris with increasing size of streams in western Washington, *Transactions of the American Fisheries Society*, **118**, pp. 368-378.
- Bilby R.E. et Ward J.W.** (1991) : Characteristics and function of LWD in streams draining old-growth, clear-cut, and second-growth forests in southwestern Washington, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **48**, pp. 2499-2508.
- Bilby R.E., Bisson P.A.** (1997) : Function and distribution of LWD in Pacific coastal streams and rivers, in *River ecology and management lessons from the Pacific coastal ecoregion*, R.J. Naiman and R.E. Bilby (Eds), Springer, New York, pp. 324-346.
- Bilby R.E.** (2003) : Decomposition and nutrient dynamics of wood in streams and rivers, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 135-147.
- Bisson P.A., Bilby R.E., Bryant M.D., Dolloff C.A., Grette G.B., House R.A., Murphy M.L., Koski K.V. et Sedell J.R.** (1987) : *Large woody debris in forested streams in the Pacific Northwest : past, present and future*. Proceedings of Streamside Management : Forestry and Fishery Interactions, University of Washington, Seattle, pp. 143-190.
- Bisson P.A., Wondzell S.M., Reeves G.H., Gregory S.V.** (2003) : Trends in using wood to restore aquatic habitats and fish communities in Western North American rivers, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 391-406.
- Bonde N.** (1992) : *Dendrochronology and timber trade in northern Europe from the 15th to 17th century*. In: T.S. Bartholin, B.E. Berglund, D. Eckstein, F.H. Schweingruber, and O. Eggertsson, eds., *Tree Rings and Environment: Proceedings of the International Symposium*, Ystad, South Sweden, 3-9

- September, 1990. Lundqua Report (Department of Quaternary Geology, Lund University, Sweden) 34, pp. 53-55.
- Boucheseiche C., Cremille E., Pelte T., Pojer K.** (2002) : Pollution toxique et écotoxicologique : notions de base, Guide Technique n° 7 de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 82 p..
- Boyer M.** (1998) : La gestion des boisements de rivières, Guide technique n°1 de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, deux fascicules, 42 et 65 p.
- Braam R.R., Weiss E.E.J., Burrough U.** (1987) : Spatial and temporal analysis of mass movement using dendrochronology, *Catena*, **14**, pp. 573-584.
- Brabander D.J., Keon N., Stanley R.H.R., Hemond H.F.** (1999) : Intra-ring variability of Cr, As, Cd and Pb in red oak revealed by secondary ion mass spectrometry : implications for environmental biomonitoring, *PNAS*, **96**, n°25, pp. 14635-14640.
- Braggs D.** (2000) : *CWD, a useful tool to help understand riparian LWD recruitment*, Transaction of the International conference on Wood in World Rivers, Oregon State University, Corvallis, Oregon.
- Braudricks C.A., Grant G.E., Ishikawa Y., Ikeda H.** (1997) : Dynamics of wood transport : a flume experiment, *Earth Surface Processes and Landforms*, **22**, pp. 669-683.
- Braudricks C.A., Grant G.E.** (2000) : When do log move in rivers ?, *Water Resources Research*, **36**, pp. 571-583.
- Braudricks C.A., Orr B.** (2000) : *Prediction of wood stability in streams*, Transaction of the International conference on Wood in World Rivers, Oregon State University, Corvallis, Oregon.
- Bridge M.C.** (2000.) : Can dendrochronology be used to indicate the source of oak within Britain ?, *Vernacular Architecture*, **31**, pp. 67-72.
- Brooks A.P., Gerhke P.C., Jansen J.D., Abbe T.B.** (2004) : Experimental reintroduction of woody debris on the Williams River, NSW : geomorphic and ecological responses, *River Research and Applications*, **20**, pp. 513-536.
- Bryant M.D.** (1983) : The role and management of woody debris in west coast salmonid nursery stream, *North American Journal of Fishery Management*, **3**, n°3, pp. 322-330.
- Buffington J.M.** (2001) : *Hydraulic roughness and shear stress partitioning in forest pool-riffle channels*, in T.J. Nolan and C.R. Thorne, editors. Gravel bed rivers 2000 cd rom, Special publication of the New Zealand Hydrological Society.

- Citterio A.** (1996) : Dynamique de dépôts et de prise en charge du bois mort sur deux hydrosystèmes l'Ain et la Drôme, Mémoire de Maîtrise, Université Jean Moulin Lyon III, 75 p.
- Cook E.R., Kairiukstis L.A.** (1990) : Methods of dendrochronology, Applications in the Environmental Sciences, Dordrecht, Kluwer, 394 p.
- Crook D.A., et Robertson A.I.** (1999) : Relationships between riverine fish and woody debris : implications for lowland rivers, *Marine Freshwater Ressources*, **50**, pp. 941-953.
- Csintalan Z., Tuba, Z.** (1992) : The effect of pollution on the physiological processes in plants, In *Biological indicators in environmental protection*, Kovács, M. (ed.), Ellis Horwood, New York.
- Curran J.H., Wohl E.E.** (2003) : LWD and flow resistance in step-pool channels, Cascade Range, Washington, *Geomorphology*, **51**, n°3, pp. 141-157.
- Davies-Colley R.J.** (1997) : Stream channels are narrower in pasture than in forest, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **31**, pp 599-608.
- De Martin P.** (1974) : Analyse des cernes. Dendrochronologie et dendroclimatologie. Masson et Cie, Paris, 78 pages.
- Deneux-Mustin S., Roussel-Debet S., Mustin Ch., Henner P., Munier-Lamy C., Berthelin J., Garnier-Laplace J., Leyval C.** (2003) : Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol, Edition Tec et Doc, 279 p.
- Diday E.** (1971) : Une nouvelle méthode en classification automatique et reconnaissance des formes, la méthode des nuées dynamiques, *Revue de Statistique Appliquée*, **19**, pp. 19-33.
- Diday E., Lemaire J., Pouget J., Testu F.** (1982) : Eléments d'analyse de données, Dunod, Paris, France, 464 p.
- Didier M.** (1993) : Impacts des aménagements sur le paysage fluvial de l'Isère à l'intérieur des digues dans le Grésivaudan et la Combe de Savoie, la végétation en tant qu'intégrateur des changements, mémoire de DEA, Institut de Géographie Alpine, Université Grenoble I, 87 p.
- Didier M.** (1994a) : L'action de l'homme sur les paysage fluviaux ; Contribution de l'écologie et de la Géographie à l'étude d'une vallée anthropisée : l'Isère dans le Grésivaudan, Thèse de Géographie, Institut de Géographie Alpine, Université Grenoble I, 265 p.
- Didier M.** (1994b) : Relation entre l'enfoncement du lit de l'Isère et la stabilité de ses îles dans le Grésivaudan, *Revue de Géographie Alpine*, **82**, n°2, pp. 147-155.

- Diehl T.H.** (1997) : Potentiel drift accumulations at bridges, US Department of Transportation, Federal Highway Transportation, FHWA-RD-97-028.
- Diehl T.H., Bryant B.A.** (1993) : *Supply of LWD in a stream channel*, Proceedings of the National Conference of Hydraulic Engineers, San Fransisco, American Society of Civil Engineers, pp. 1055-1061.
- Dollof C.A.** (1986) : Effects of stream cleaning on juvenil coho salmon and Dolly varden in Southeast Alaska, *Transactions of American Fisheries Society*, **115**, pp. 743-755.
- Dollof C.A., Warren M.L. Jr** (2003) : Fish relationships with large wood in small streams, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 179-193.
- Dufour S.** (2000) : Le bois mort dans deux petits cours d'eau français : caractérisation et effet sur le milieu physique. Le cas de la Cronce et du Doulon (Haute Loire), Mémoire de Maîtrise, Université Jean Moulin Lyon III, 50 p.
- EDF-SIRA** - Service Ingénierie Hydraulique (1997) : Etude de faisabilité – Barrage de Rochebut - Etude d'une drome et d'un clapet de décharge, 8 p.
- Edmands J.S., Brabander D.J., Coleman D.S.** (2001) : Uptake and mobility of uranium in black oaks : implications for biomonitoring depleted uranium-contaminated groundwater, *Chemosphere*, **44**, pp. 789-795.
- Edouard J.L., Vivian H.** (1982a) : La nouvelle hydrologie d'une vallée alpine : la Maurienne, *Revue de Géographie Alpine*, **72**, n°3, pp. 257-278.
- Edouard J.L., Vivian H.** (1982b) : Une hydrologie naturelle dans les Alpes du Nord ?, *Revue de Géographie Alpine*, **72**, n°2-3, pp. 165-188..
- Elliot S.T.** (1979) : Ecology of rearing fish, Annual Performance Report, Alaska Department of Fisheries and Game, study 01B, **19**, pp. 39-52.
- Elliot S.T.** (1986) : Reduction of a Dolly varden population and macrobenthos after removal of logging debris, *Transaction of American Fisheries Society*, **115**, pp. 392-400.
- Elosegi A., Johnson L.B.** (2003) : Wood in streams and rivers in developed landscapes, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 337-353.
- Evans B.F., Townsend C.R., Crowl T.A.** (1993) : Distribution and abundance of coarse woody debris in some northern New Zealand streams from contrasting forest catchments, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **27**, pp. 227-239.
- Faustini J.M., Jones J.A.** (2003) : Influence of LWD on channel morphology and dynamics in steep, boulder-rich mountain streams, western Cascades, Oregon, *Geomorphology*, **51**, n°3, pp. 187-205.

- Fetherson K.L., Naiman R.J., Bilby R.E.** (1995) : Large woody debris, physical process, and riparian forest development in montane river network of the Pacific Northwest, *Geomorphology*, **13**, pp. 133-144.
- Fisher W.D.** (1958) : On grouping for maximum homogeneity, *Journal of the American Statistical Association*, **53**, pp. 789-798.
- Fox M.J.** (2003) : Spatial organization, position, and source characteristics of LWD in natural systems, PhD dissertation, University of Washington, College of Forest Resources, 131 p.
- Fort C.** (1999) : Espèces forestières et contraintes hydriques, *l'Eau et la Forêt*, 37, numéro spécial, pp. 75- 105.
- Fritts H.C.** (1976) : Tree-ring and climate, Academic Press, Londres, 576 p.
- Garret G.G.** (2000) : Natural sources of metals to the environment, *Human and Ecological Risk Assessment*, **6**, n°6, pp. 945-963.
- Gippel C.J., O'Neil I.C., Finlayson B.L., Schnatz I.** (1994) : *Hydraulic guidelines for the reintroduction and management of LWD in degraded lowland rivers*, in N.I.O.T SINTHEF-NHL, The Norwegian Institute of Technology (Eds), 1<sup>st</sup> International Symposium on habitat hydraulics, Trondheim, Norway, pp. 225-238.
- Gippel C.J.** (1995) : Environmental hydraulics of large woody debris in streams and rivers, *Journal of Environmental Engineering*, (May), pp. 388-395.
- Gippel C.J., Finlayson B.L., O'Neil I.C.** (1996a) : Distribution and hydraulic signifiacnce of large woody debris in a lowland australian rivers, *Hydrobiologia*, **318**, pp. 179-194.
- Gippel C.J., Finlayson B.L., O'Neil I.C., Schnatz I.** (1996b) : Hydraulic guidelines for the reintroduction and management of LWD in lowland rivers, *Regulated Rivers Research and Management*, **12**, pp. 223-236.
- Girel J.** (1992) : Endiguement et colmatage sardes dans la vallée de l'Isère (38), in *le fleuve et ses métamorphoses*, Didier Erudition, Lyon, pp. 217-232.
- Girel J.** (1993) : Aménagements anciens et incidences sur la végétation actuelle. L'Isère en combe de Savoie entre Albertville et Montmélian, 116 ème Congrès National des Sociétés Savantes, Section des Sciences, Chambéry, pp.147-160.
- Girel J., Garguet-Duport B., Pautou G.** (1997) : Present structure and construction processes of landscapes in Alpine floodplains. A case study: the Arc-Isère confluence (Savoie, France), *Environmental Management*, **21**, n°6, pp. 891-907.
- Gomi T., Sidle C.R., Woodsmith R.D., Bryant M.D.** (2003) : Characteristics of channel step and reach morphology in headwater streams, southeast Alaska, *Geomorphology*, **51**, n°3, pp. 225-242.



- Gottesfeld A.S.** (1990) : Floodplain dynamics of a wandering river, dendrochronology of the Morice River, British Columbia, Canada, *Geomorphology*, **3**, pp. 159-179.
- Gregory K.J., Gurnell A.M., Hill C.T.** (1985) : The permanence of debris dams related to river channel processes, *Hydrobiologia Sciences Journal*, **30**, pp. 371-381.
- Gregory K.J.** (1992) : Vegetation and river channel process interactions, in P.J. Boon, P. Calow and G.E. Petts, editors. *Rivers conservations and management*. Wiley, Chichester, pp 255-269.
- Gregory K.J., Davis R.J.** (1993) : The perception of riverscape aesthetics : an example from two Hampshire rivers, *Journal of Environmental Management*, **39**, pp. 171-185.
- Gregory K.J.** (2003) : The limits of wood in world rivers : Present, past and future, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 1-19.
- Gregory S.V., Boyer K.L., Gurnell A.M.** coord. (2003) : The ecology and management of wood in world rivers, Proceeding of the International Conference on wood in world rivers held at the Oregon State Univerity, Corvallis, Oregon, 23-27 October 2000, *American Fisheries Society* **37**, 431 p.
- Gregory S.V., Meleason M.A., Sobota D.J.** (2003) : Modeling the dynamics of wood in streams and rivers, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 315-335.
- Groves C.** (2000) : Belarus to Bexley and beyond: Dendrochronology and dendro-provenancing of conifer timbers, *Vernacular Architecture*, **31**, pp. 59-66.
- Guillon F.** (2001) : Dynamique de la ripisylve et des rives dans le bassin versant de l'Arly, Mémoire de Maîtrise, Université de Lyon III, 127 p.
- Gurnell A.M., Gregory K.J. et Petts G.E.** (1995) : The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats : implications for management, *Aquatic Conservation*, **5**, pp. 143-166.
- Gurnell A. M., Sweet R.** (1998) : The distribution of large woody debris accumulations and pools in relation to woodland stream management in a small, low-gradient stream, *Earth Surface Processes and Landforms*, **23**, n°12, pp. 1101-1121.
- Gurnell A.M., Linstead C.** (1999) : Interactions between LWD accumulations, hydrological processes and channel morphology in British headwater rivers, in *Hydrology in changing environment*, H. Wheeler and C. Kirby (Eds), Wiley, Chichester, **1**, pp. 381-395.
- Gurnell A.M., Petts G.E., Harris N., Ward J.V., Tockner K., Edwards P.J., Kollman J.** (2000) : Large wood retention in river channels : the case of the Fiume Tagliamento, Italy, *Earth Surface Processes and Landforms*, **25**, pp. 255-275.

- Gurnell A.M., Petts G.E., Hannah D.M., Smith B.P.G., Edwards P.J., Kollmann J., Ward J.V., Tockner K.** (2001) : Riparian vegetation and island formation along the gravel bed Fiume Tagliamento, Italy, *Earth Surface Processes and Landforms*, **26**, pp. 31-62.
- Gurnell A.M., Petts G.E.** (2002) : Island dominated landscapes of large floodplain rivers, a European perspective, *Freshwater Biology*, **47**, pp. 581-600.
- Gurnell A.M., Piégay H., Swanson F.J., Gregory S.V.** (2002) : Large wood and fluvial processes, *Freshwater Biology*, **47**, pp. 601-619.
- Gurnell A.M.** (2003) : Wood storage and mobility, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 75-91.
- Guyette R.P., Cole W.G.** (1999) : Age characteristics of coarse woody debris (*Pinus strobus*) in a lake littoral zone, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **56**, n°3, pp. 496-505.
- Hagemeyer J., Breckle S.W.** (1986) : Cadmium in den Jahrringen von Eichen: Untersuchungen zur Aufstellung einer Chronologie der Immission, *Angewandte Botanik*, **60**, n°3-4, pp. 161-174.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack J.K. et Cummins K.W.** (1986) : Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems, in *Advances in ecological research*, A. MacFadaye and E.D. Ford (Eds), Academic Press, London, pp. 133-302.
- Harmon M.E.** (2000) : *Decomposition and movement of wood in Lookout Creek, Oregon*, Transaction of the International conference on Wood in World Rivers, Oregon State University, Corvallis, Oregon.
- Harrison R.M., Chirgawi M.B.** (1989) : The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. Use of a filtered air growth cabinet, *Science of the Total Environment*, **83**, n°1-2, pp. 13-34.
- Hartlieb A., Bezzola G.R.** (2000) : Ein überblick zur schwemmholtzproblematik, *Wasser, Energie, Luft*, **92**, n°1/2, pp. 1-5.
- Haschenburger J.K., Rice S.P.** (2004) : Changes in woody debris and bed material texture in a gravel-bed channel, *Geomorphology*, **60**, pp. 241-267.
- Hauer F.R.** (1989) : Organic matter transport and retention in a blackwater stream recovering from flow augmentation and thermal discharge, *Regulated Rivers : Research and Management*, **4**, pp. 371-380.
- Hedin L.O., Mayer M.S., Linkens G.E.** (1988) : The effect of deforestation on organic debris dams, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **23**, pp. 1135-1141.

- Hedman C.W., Van Lear D.H., Swank W.T.** (1996) : In-stream LWD loading and riparian forest serial stage associations in the southern Appalachian Mountains, *Canadian Journal of Forest Research*, **26**, n°7, pp. 1218-1227.
- Heede B.H.** (1972) : Influence of a forest on the hydraulic geometry of two mountains streams, *Water Resources Bulletin*, **8**, pp. 523-530.
- Heede B.H.** (1981) : Dynamics of selected mountain streams in western USA, *Zeitschrift für Geomorphologie N.F.*, **25**, pp. 17-32.
- Helley E.J., Lamarche V.C.** (1973) : Historic flood information for northern California streams from geological and botanical, *Vegetation and Hydrologic Phenomena*, 2401-2414.
- Henderson W.** (2003) : Tracking LWD in the Sacramento river : an application of radio telemetry, Mémoire de DEA, Université de l'état de Californie, Chico, 58 p.
- Hernandez-Buendia V.** (2001) : Etude dendrochronologique de deux cours d'eau soumis au processus d'exhaussement : la Drôme et le Ruisseau du Plateau (Dardilly), Mémoire de Maîtrise en Ingénierie de l'espace rural, Université Jean Moulin Lyon II, 60 p.
- Hickin E.J.** (1984) : Vegetation and river channel dynamics, *Canadian Geographer*, **28**, n°2, pp. 110-126.
- Hogan D.L.** (1986) : Channel morphology of unlogged, logged and debris torrented streams in the Queen Charlotte Islands, British Columbia Ministry of forests and Lands, Land Management Report n°49, 94 p.
- Hupp C.R.** (1988) : Plant Ecological aspect of flood geomorphology and paleoflood history, In Baker V.R., Kochel C.R., Patton P.C. (eds) *Flood Geomorphology*, New York, Wiley et Sons, pp. 335-356.
- Hupp C.R.** (1992) : Geomorphic and vegetative recovery processes along modified stream channels of West Tennessee, U.S. Geological Survey Open-file Report 91-502.
- Hupp C.R., Woodside M.D., Yanosky T.M.** (1993) : Sediment and trace element trapping in a forested wetland, Chickahominy River, Virginia, *Wetlands*, **13**, n°2, pp. 95-104.
- Hupp C.R.** (1999) : Relations among riparian vegetation, channel incision processes and forms, and large woody debris, In *Incised River Channels* Edited by S.E. Darby and A. Simon.
- Hyatt T.C., Naiman R.J.** (2001) : The residence time of LWD in the Queets river, Washington, USA, *Ecological Applications*, **11**, n°1, pp. 191-202.
- Hygelund B., Manga M.** (2003) : Field measurements of drag coefficients for model LWD, *Geomorphology*, **51**, n°3, pp. 175-185.

- Ishikawa Y.** (1989) : Studies on disasters caused by debris flows carrying floating logs down mountain streams, Thèse de doctorat, Université de Kyoto, 121 p.
- Jansma E.** (1992) : Dendrochronological methods to determine the origin of oak timber: A case study on wood from 's-Hertogenbosch. *Helinium*, **32**, n°1-2, pp. 195-214.
- Kail J.** (2003) : Influence of LWD on the morphology of six central European streams, *Geomorphology*, **51**, n°3, pp. 207-223.
- Kannenberg S., Edwards P.J., Kollmann J.** (2002) : The life history of the Salicaceae living in the active zone of the floodplains, *Freshwater Biology*, **47**, pp. 733-748.
- Keller E.A. et Swanson F.** (1979) : Effects of large organic material on channel form and fluvial process, *Earth Surface Processes and Landforms*, **4**, pp. 361-380.
- Keller E.A. et Tally T.** (1979) : *Effects of large organic debris on channel form and fluvial processes in the coastal redwood environment*, in Adjustments of the fluvial system, D.D. Rhodes and G.P. Williams (Eds), Proceedings of the tenth annual geomorphological symposium, pp. 169-197.
- Keller E.A. et MacDonald A.** (1995) : River channel change : the role of large woody debris, in *Changing river channels*, A. Gurnell et G. Petts (Eds), pp. 217-235.
- Kothyari U.C., Ranga Raju K.G.** (2001) : Scour around spur dikes and bridge abutments, *Journal of Hydraulic Research*, **39**, n°4, pp 367-374.
- Kovacheva P., Rumiana D., Kuleff I.** (2000) : On the representative sampling of plants for multielement analysis, *Phytologia Balcanica*, **6**, n°1, pp. 91-102.
- Kovács M.** (1992) : Trees as biological indicators. In: Biological indicators in environmental protection. Kovács, M. (ed.), Ellis Horwood, New York.
- Kraft C.E., Warren D.R.** (2003) : Development of spatial pattern in LWD and debris dams in streams, *Geomorphology*, **51**, n°3, pp. 127-139.
- Kuik P., Wolterbeek H.T.H.** (1994) : Factor-analysis of trace-element data from tree-bark samples in the Netherlands, *Environmental Monitoring and Assessment*, **32**, n°3, pp. 207-226.
- Landon N.** (1999) : L'évolution contemporaine du profil en long des affluents du Rhône moyen ; Constat régionale et analyse d'un hydrosystème complexe, la Drôme, Thèse de Géographie, Université Paris IV, 560 p.
- Lassettre N.S., Piégay H., Dufour S., Rollet A.J.** (soumis) : Temporal changes in wood distribution and frequency in a free meandering river, the Ain river, France.

- Lebart L., Morineau A., Piron M.** (1997) : Statistique exploratoire multidimensionnelle, 2ème édition, Dunod, Paris, France, 439 p.
- Le Goff F., Bonnomet V.** (2004) : Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèle BLM, rapport technique, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Direction de l'Eau, 85 p.
- Lienkaemper G.W., Swanson F.J.** (1987) : Dynamics of large woody debris in streams in old-growth douglas-fir forests, *Canadian Journal of Forest Research*, **17**, n°2, pp. 150-156.
- Likens G.E., Bilby R.E.** (1982) : Development, maintenance, and role of organic-debris dams in New England streams, USDA Forest Service, General Technical Report PNW-GTR 141.
- Lisle T.E.** (1986) : Effect of woody debris on anadromous salmon habitat, Princes of Wales Island, Alaska, *North American Journal of Fishery Management*, **6**, pp. 538-550.
- Lisle T.E.** (1995) : Effects of CWD and its removal on a channel affected by the 1980 eruption of Mount St Helen, Washington, *Water Resources Research*, **31**, pp. 1791-1808.
- MacDade M.H., Swanson F.J., McKee W.A., Francklin J.F., Van Sickle J.** (1990) : Source distances for CWD entering small stream in western Oregon and Washington, *Canadian Journal of Forest Research*, **20**, pp. 326-330.
- MacDonald L.H., Smart A.W., Wissmar R.C.** (1991) : Monitoring guidelines to evaluate effects of forestry activities on streams in the Pacific northwest and Alaska, Report No. 910/9-91-001, U.S. Environmental Protection Agency, Region 10, Seattle, Washington and Center of Streamside Studies, University of Washington, Seattle.
- Marcus W.A., Marston R.A., Colvard C.R., Gray R.D.** (2002) : Mapping the spatial and temporal distributions of woody debris in streams of the Greater Yellowstone Ecosystem, USA, *Geomorphology*, **44**, pp. 323-335.
- Maridet L.** (1994) : La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau : influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central, thèse de doctorat, CEMAGREF, Div. Bio. Des Ecosystèmes Aquatiques, Université Lyon I, 126 p.
- Maridet L., Piégay H., Gilard O., Thevenet A.** (1996) : L'embâcle de bois en rivière : un bienfait écologique ? Un facteur de risques naturels ?, *La Houille Blanche*, **5**, pp. 32-38.
- Marion J., Savard M.M., Begin C., Parent M.** (2001) : Assimilation du carbone, des nutriments et des métaux lourds par l'épinette noire (*Picea mariana*) à proximité de

- la fonderie de Horne, Rouyn-Noranda, Québec, Commission Géologique du Canada, présentation orale.
- Marnezy A.** (1999) : L'Arc et sa Vallée, anthropisation et géodynamique d'une rivière alpine dans son bassin versant, Thèse de doctorat d'état en Géographie, Université de Grenoble I, 682 p.
- Martin D.J., Benda E.L.** (2001) : Pattern of in-stream wood recruitment and transport at the watershed scale, *Transaction of the American Fisheries Society*, **130**, pp. 940-958.
- Marzolf G. R.** (1978) : The potential effects of clearing and snagging on stream ecosystems, Columbia, Missouri, US Fish and Wildlife Service.
- Maser C., Tarrant J.M., Trappe J.M., Franklin J.F.** (1988) : From the forest to the sea : a story of fallen trees, USDA Forest Service, General Technical Report PNW-GTR 229.
- Maser C., Sedell J. R.** (1994) : From the Forest to the Sea: the Ecology of Wood in Streams, Rivers, Estuaries, and Oceans. Delray Beach, FL, St. Lucie Press.
- Meleason M.A., Gregory S.V., Bolte J.** (2000) : *Simulation of large wood dynamics in small streams of the Pacific northwest*, Transaction of the International Conference on Wood in World Rivers, Oregon State University, Corvallis, Oregon.
- Ministère de l'Environnement et Agence de l'eau** (1985) : L'entretien des cours d'eau, Cahiers techniques de la Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques, Paris, 100 p.
- Miquel M.** (2001) : Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, N° 2979 Assemblée Nationale, N°261 Sénat.
- Montgomery D.R., Collins B.D., Buffington J.M., Abbe T.B.** (2003) : Geomorphic effects of wood in rivers, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 21-47.
- Mosley M.P.** (1981) : The influence of organic debris on a channel morphology and bedload transport in a New Zealand forest stream, *Earth Surface Processes and Landforms*, **6**, pp. 571-579.
- Moulin B.** (1999) : La dynamique du bois mort à l'échelle des bassins versants : analyse prospective, Mémoire de DEA, Université Jean Monnet de Saint Etienne, 65 p.
- Moulin B., Piégay H.** (2004) : Characteristics and temporal variability of LWD trapped in a reservoir on the Rhône River : implications for river basin management, *River Research and Application*, **19**, pp. 1-19.

- Moulin B., Grosprêtre L.** (2005) : Etude de corps flottants transitant dans le Rhône et au droit des aménagements hydro-électriques de la Compagnie Nationale du Rhône, Diagnostic et étude de faisabilité, 134 p.
- Murphy M.J. et Koski K.V.** (1989) : Input and depletion of woody debris in Alaska streams and implications for streamside management, *North Journal of Fisheries Management*, **9**, pp. 427-436 .
- Mutz M.** (2003) : Hydraulic effects of wood in streams and rivers, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 93-107.
- Nakamura F. et Swanson F.J.** (1993) : Effects of coarse debris on morphology and sediment storage of a mountain stream system in western Oregon, *Earth Surface Processes and Landforms*, **18**, pp. 43-61.
- Nakamura F., Swanson F.J., Wondzell S.M.** (2000) : Disturbance regime of stream and riparian systems – a disturbance-cascade perspective, *Hydrological Processes*, **14**, pp. 2849-2860.
- Nakamura F., Swanson F.J.** (2003) : Dynamics of wood in rivers in the context of ecological disturbance, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 279-297.
- Nanson G.C., Barbetti M., Taylor G.** (1995) : River stabilization due to changing climate and vegetation during the late Quaternary in western Tasmania, Australia, *Geomorphology*, **13**, pp. 145-158.
- O'Connors M.D., Ziemer R.R.** (1989) : CWD ecology in a second growth Sequoia sempervirens forest stream, USDA Forest Service, General Technical Report PSW-GTR 110.
- Pautou G., Girel J.** (1994) : Interventions humaines et changement de la végétation alluviale dans la vallée de l'Isère (de Montmélian à Ports-St-Gervais), *Revue de Géographie Alpine*, **82**, pp. 127-146.
- Pautou G., Girel J., Pautou M.P., Grufaz R.** (1995) : Hydrologie, paludisme et démoustication, l'exemple de la région Rhône Alpes, *Revue de Géographie Alpine*, **83**, n°1, pp. 33-52.
- Payette S.** (1980) : Les grandes crues glacielles de la rivière aux Feuilles (Nouveau Québec) : une analyse dendrochronologique, *Naturaliste Canadien*, **107**, pp. 215-225.
- Peiry J.L.** (1997) : Recherches en géomorphologie fluviale dans les hydrosystèmes fluviaux des Alpes du Nord. Diplôme d'Habilitation à Diriger les Recherches en Géographie, Institut de Géographie Alpine, Université Joseph FOURIER, Université de Grenoble I ; 2 vol., 308 et 341 p.
- Peiry, J.-L., Girel, J., Pautou G.** (1999) : Hydroelectrical developments, Environmental impact, *In Encyclopedia of Environmental Sciences*, D.E. Alexander & R.W. Fairbridge (Ed.), Kluwer Academic Publishers, pp. 332-336.

- Peiry, J.-L., Girel, J., Pautou G., Nguyen D.** (1999) : L'aménagement de l'Isère en France, une évolution centenaire, *In Aménagement et protection environnementale des rivières en Europe*, J.M de Urena (Ed.), Presses Universitaires de Cantabria, pp. 195-299.
- Peiry J.L., Marnezy A.** (2000) : Les barrages et réservoirs hydroélectriques des Alpes Françaises et leurs impacts sur les cours d'eau, *In Les régions françaises face aux extrêmes hydrologiques ; gestion des excès et de la pénurie*, J.-P. Bravard (Ed.), Editions SEDES, Paris, pp. 190-209.
- Pennickx V., Glineur S., Gruber W., Herbauts J., Meerts P.** (2001) : Radial variations in wood mineral element concentrations : a comparaison of beech and pedunculate oak from belgian Ardennes, *Ann. For. Sci.*, **58**, pp. 253-260.
- Peterson N.P., Hendry A., Quinn T.P.** (1992) : Assessment of cumulative effects on salmonid habitat : some suggested parameters and target conditions. Center for Streamside Studies, University of Washington, Seattle for the Washington Department of Natural Resources and Cooperative Monitoring Evaluation and Research Committee, Olympia, Timber/Fish/Wildlife Report TFW-F3-92-001.
- Pettit N.E., Naiman R.J., Rogers K.H, Little J.E.** (2004) : Post-flooding distribution and characteritics of large woody debris piles along the semi-arid Sabie River, South Africa, *River Research and Applications*, **20**, pp. 1-12.
- Petts G.E., Moller H., Roux A.L.** (1989) : Historical changes of large alluvial rivers, Western Europe, Wiley Editor, Chichester, U.K..
- Piégay H. et Bravard J.P.** (1993) : Processus morphodynamiques et métamorphose fluviale : exemple du secteur de Mollon dans la plaine alluviale de la basse vallée de l'Ain, *Revue de Géographie Dynamique*, **42**, pp. 123-138.
- Piégay H.** (1995) : Dynamique et gestion de la ripisylve de cinq cours d'eau à charge grossière du bassin du Rhône (l'Ain, l'Ardèche, le Giffre, l'Ouvèze et l'Ubaye) XIXe-XXe siècles. Thèse de doctorat en géographie et aménagement, Université Paris-Sorbonne, 529 p.
- Piégay H. et Gurnell A.M.** (1997) : Large woody debris and river geomorphological pattern : examples from S.E. France and S. England, *Geomorphology*, **19**, pp. 99-116.
- Piégay H., Marston R.A.** (1998) : Distribution of coarse woody debris along the concave bank of a meandering river (the Ain river, France), *Physical Geography*, **19**, n°4, pp. 318-340.
- Piégay H., Thevenet A., Citterio A.** (1999) : Input, storage and distribution of LWD along a mountain river *continuum*, the Drôme river, France, *Catena*, **35**, pp. 19-39.



- Piégay H., Thévenet A., Kondolf M.G., Landon N.** (2000) : Physical and human factors influencing fish habitat distribution along a mountain river continuum, Drôme river, France, *Geographiska Annaler*, **82** A, pp. 121 - 136.
- Piégay H.** (2003) : Dynamics of wood in large rivers, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 109-133.
- Poikolainen J.** (1997) : Sulphur and heavy metal concentrations in Scots pine bark in northern Finland and the Kola Peninsula, *Water, Air and Soil Pollution*, **93**, pp. 395-408.
- Powell S.R.** (2005) : A dendroecological analysis of large woody debris in lodgepole pine riparian forests of the Foothills Model Forest, Alberta, AAG Conference, Denvers.
- Prasad M.N.V., Freitas H.M.O.** (2003) : Metal hyperaccumulation in plants, Biodiversity prospecting for phytoremediation technology, *Electronic Journal of Biotechnology*, **6**, n°3, pp. 1-37 .
- Pupier N.** (1994) : Etude des impacts de deux actions anthropiques sur la nappe fluviale de l'Isère à l'amont de Grenoble, *Revue de Géographie Alpine*, **73**, n 2, pp. 113-125.
- Rasmussen P.E., Mierle G., Nriagu, J.O.** (1991) : The analysis of vegetation for total mercury, *Water, Air and Soil Pollution*, **56**, pp. 379-386.
- Reich M., Kershner J.L., Wildman R.C.** (2003) : Restoring streams with large wood : a synthesis, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 355-366.
- Richmond A.D., Faush K.D.** (1995) : Characteristics and function of LWD in subalpine Rocky Mountains streams in northern Colorado, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **52**, pp. 1789-1802.
- Robison E.G. et Beschta R.L.** (1990a) : Characteristics of coarse woody debris for several coastal streams of southeast Alaska, USA, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **47**, pp. 1684-1693.
- Robison E.G. et Beschta R.L.** (1990b) : Identifying trees in riparian areas that can provide CWD to stream, *Forest Science*, **36**, pp. 790-801.
- Scherer R.** (2004) : Decomposition and longevity of in-stream woody debris : a review of literature from North America, in *Forest Land-Fish Conference II – Ecosystem stewardship through collaboration*. G.J. Scrimgeour, G. Eisler, B. McCulloch, U. Silins and M. Monita (Eds), 26-28/04/2004, Edmonton, Alberta, pp. 127-133.
- Schroder J.F. Jr.** (1978) : Dendrogeomorphological Analysis of Mass Movement on Table Cliffs Plateau, Utah, *Quaternary Research*, **9**, pp. 168-185.

- Schroder Jr J.F., Butler D.R.** (1987) : Tree-ring analysis in the earth sciences. In G.C. Jacoby, Jr. and J.W. Hornbeck, eds. *Proceedings of the International Symposium on Ecological Aspects of Tree-Ring Analysis*. U.S. Department of Energy, Publication CONF-8608144, pp. 186-212.
- Schumm S.A.** (1977) : The fluvial system, J. Wiley and Sons, New-York, 338 p.
- Schweingruber F.H.** (1988) : Tree rings. Basics and applications of dendrochronology. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holland, 275 p.
- Schweingruber F.H.** (1996) : Tree ring and environment. Dendroecology, Birmensdorf, Swiss Federal Institut for Forest, Snow and Landscape Research, Berne, Stuttgart, Vienne, Haupt, 609 p.
- Sedell J.R., Froggatt J.L.** (1984) : Importance of stream-side forest to large river : the isolation of the Willamette river, Oregon, USA, from its floodplain by snagging and streamside forest removal, *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische and Angewandte Limnologie*, **22**, pp. 1828-1834.
- Sedell J.R., Bisson P.A., Swanson F.J., Gregory S.V.** (1988) : What we know about large trees that fall into streams and rivers, Chapitre 3, in *From the forest to the sea : a story of fallen trees*, C. Maser, R.F. Tarrant, J.M. Trae and J.F. Franklin (Eds), USDA Forest Service, General Technical Report PNW-GTR 229.
- Sheppard J.C., Funk W.H.** (1975) : Trees as environmental sensors monitoring long term heavy metal contamination of the Spokane river, Idaho, *Environmental Science and Technology*, **9**, pp. 638-642.
- Shield F.D., Smith R.H.** (1992) : Effects of large woody debris removal on physical characteristics of a sand-bed river, *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, **2**, pp. 145-163.
- Shields F.D., Gippel C.J.** (1995) : Prediction of effects of woody debris removal on flow resistance, *Journal of Hydraulic Engineering*, **121**, pp. 341-354.
- Sigafoos R.S.** (1964) : Botanical evidence of floods and flood-palin deposition, USGS Professional Paper, 485-A, 35 p.
- Smith L.A., Sidle R.C., Porter P.E., Noël J.R.** (1993) : Effects of experimental removal of woody debris on the channel morphology of a forest, gravel bed stream, *Journal of Hydrobiology*, **152**, pp. 153-178.
- Smock L.A., Metzler G.M., Gladden J.E.** (1989) : The role of organic debris dams in the structuring and functioning of low gradient headwater streams, *Ecology*, **70**, pp. 764-775.
- SOGREAH** (1994) : Isère, Arc, Arly (en Savoie et dans le domaine public), Etude hydraulique de l'évolution du lit, 1982-1993, Réf. 3 0223, 23 p.

- Spies T.A., Franklin J.F., Thomas T.B.** (1988) : CWD in Douglas Fir forests in western Oregon and Washington (USA), *Ecology*, **69**, pp. 1689-1702.
- Steel E.A., Naiman R.J., West S.D.** (1999) : Use of woody debris piles by birds and mammals in a riparian corridor, *Northwest Science*, **73**, pp. 19-26.
- Steel E.A., Richards W.H., Kelsy K.A.** (2003) : Wood and wildlife : Benefits of river wood to terrestrial and aquatic vertebrates, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 235-247.
- Stockton C.W., Boggess W.R.** (1980) : Tree rings : a proxy data source for hydrologic forecasting, *Unified river basin management*, American Water Resources Association, Symposium Proceedings, may 4-7 1980, Gatlinburg, Tennessee, pp. 609-624.
- Stockton C.W., Fritts H.C.** (1973) : Long-term reconstruction of water level of lake Athabasca by analysis of tree rings, *Water Resources Bulletin*, **9**, pp. 1006-1027.
- Stracchi A., Coiffard S., Haury J., Richard A., Daligaut P.** (1995) : Restauration des petits cours d'eau et impact des étangs : application au Tilleul, PNR Normandie-Maine, 59 p.
- Swanson F.J., Lienkaemper G.W. et Sedell J.R.** (1976) : History, physical effects and management implication of large organic debris in Western Oregon Streams, USDA Forest Service, General Technical Report PNW-GTR 56, 15 p.
- Swanson F.J. et Lienkaemper G.W.** (1978) : Physical consequences of large organic debris in pacific northwest streams, USDA Forest Service Report, 12 p.
- Swanson F.J. et Lienkaemper G.W.** (1982) : Interactions among fluvial processes, forest vegetation and aquatic ecosystems, South Fork Hoh River, Olympic National Park, in *Ecological Research in National Parks of the Pacific Northwest*, J.F. Franklin, E.E. Starkey, J.E. Matthews (Eds), Oregon State University, pp. 30-34.
- Swanson F.J.** (2003) : Wood in rivers : A landscape perspective, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 299-313.
- Thevenet A.** (1995) : Abris et refuges pour les communautés de poissons dans les hydrosystèmes fluviaux, Mémoire de D.E.A, Université Claude Bernard Lyon I, Cemagref, BEA/LHQ, 39p.
- Thevenet A.** (1998) : Intérêt des débris ligneux grossiers pour les poissons dans les grands cours d'eau, pour une prise en compte de la dimensions écologique des débris ligneux grossiers dans la gestion des cours d'eau, Thèse de doctorat, Université Claude Bernard Lyon I, 111 p.
- Thevenet A., Citterio A., Piégay H.** (1998) : A new methodology for the assessment of LWD accumulations on highly modified rivers (example of two French piedmont rivers), *Regulated rivers, research and management*, **14**, pp 467-483.

- Thioulouse J., Chessel D., Dolédec S., Olivier J.M.** (1997) : ADE-4 : a multivariate analysis and graphical display software, *Statistics and Computing*, **7**, n°1, pp. 75-83.
- Trimble S.W.** (1997) : Stream channel erosion and change resulting from riparian forests, *Geology*, **25**, pp 467-469.
- Triska F.J., Cromak K.** (1980) : The role of wood debris in forests and streams, in *Forest : Perspectives from Ecosystem Analysis*, Proceedings of the 40th Biology Colloquium (1979), Waring R.H (Eds), Oregon State University Press, Corvallis, pp. 171-190.
- Triska F.J.** (1984) : Role of woody debris in modifying channel geomorphology and riparian areas of a large lowland river under pristine conditions : a historical case study, *Verh. Internat. Verein. Limno.*, **22**, pp. 1876-1892.
- TRIVALOR-SOL/ECTARE** (1998) : Etude de Définition pour la récupération et le traitement des déchets et corps flottants du bassin de l'Adour et du Littoral, Institution Interdépartementale pour l'Aménagement Hydraulique du Bassin de l'Adour, 86 p.
- Truby P.** (1995) : Distribution patterns of heavy metals in forest trees on contaminated sites in Germany, *Angewandte Botanik*, **69**, n°3-4, pp. 135-139.
- Van der Nat D., Tockner K., Edwards P.J., Ward J.V.** (2002) : Quantification of large woody debris in large floodplain rivers : an area-based approach using differential GPS and GIS, *Verh. Internat. Verein. Limno.*, **28**, pp. 332-335.
- Van der Nat D., Tockner K., Edwards P.J., Ward J.V.** (2003) : Large wood dynamics of complex Alpine river floodplains, *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **22**, n°1, pp 35-50.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E.** (1980) : The river *continuum* concept, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **37**, pp. 130-137.
- Van Sickle J., Gregory S.V.** (1990) : Modeling inputs of large woody debris to streams from falling trees, *Canadian Journal of Forest Research*, **20**, pp. 1593-1601.
- Vautier F.** (2000) : La végétalisation du chenal de l'Isère dans la vallée du Grésivaudan : évolution, paramètres de contrôle et perspectives de gestion, Thèse de Géographie, Université Joseph Fourier, Grenoble I, 378 p.
- Venet J.** (1986) : Identification et classement des bois français, ENGREF, Nancy, 305 p.
- Vivian H.** (1986) : Un exemple de régime influencé : hydrologie et hydroélectricité dans les cours d'eau des Alpes du Nord, *Hydrologie Continentale*, **1**, n°1, pp. 63-78.

- Vivian H.** (1994) : L'hydrologie artificialisée de l'Isère en amont de Grenoble. Essai de quantification des impacts des aménagements, *Revue de Géographie Alpine*, **82**, n°2, pp. 97-112.
- Vivian H., Pupier N.** (1996) : Crues et aménagements hydroélectriques. L'exemple des crues de l'Isère et du Drac à Grenoble, *Hommes et terres du Nord*, **1**, pp. 13-19.
- Vroblesky D.A., Yanosky T.M.** (1990) : Use of tree-ring chemistry to document historical ground-water contamination events, *Ground Water*, **28**, n°5, pp. 677-684.
- Vroblesky D.A., Yanosky T.M., Siegel F.R.** (1992) : Increased concentrations of potassium in heartwood of trees in response to groundwater contamination, *Environmental Geology and Water Sciences*, **19**, n°2, pp. 71-74.
- Wallace J.B. et Benke A.C.** (1984) : Quantification of wood habitat in subtropical coastal plain streams, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **41**, pp. 1643-1652.
- Wallace J.B., Webster J.R. et Meyer J.L.** (1995) : Influence of log addition on physical and biotic characteristic of a mountain stream, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **52**, pp. 2120-2137.
- Wallerstein N.P., Thorne C.R., Doyle M.W.** (1997) : Spatial distribution and impact of LWD in northern Mississippi, in C.C. Wang, E.J. Langendoen and F.D. Shields editors, *Proceeding of the conference on management of landscapes disturbed by channel incision*, Univ. of Mississippi, Oxford, pp 145-150.
- Wallerstein N.P.** (1998) : Impact of LWD on fluvial processes and channel geomorphology in unstable sand bed rivers, Unpublished PhD Thesis, University of Nottingham, U.K., 205 p.
- Wallerstein N.P., Thorne C.R.** (2004) : Influence of large woody debris on morphological evolution of incised, sand-bed channels, *Geomorphology*, **57**, pp. 53-73.
- Ward J.H.** (1963) : Hierarchical grouping to optimize an objective function, *Journal of the American Statistical Association*, **58**, pp. 238-244.
- Wazny T.** (2002) : Baltic timber in western Europe - an exciting dendrochronological question, *Dendrochronologia*, **20**, n°3, pp. 313-320.
- Webb A.A., Erskine W.D.** (2003) : Distribution, recruitment, and geomorphic significance of LWD in an alluvial forest stream : Tonghi Creek, southeastern Australia, *Geomorphology*, **51**, n°3, pp. 109-126.
- Webster J.R., Covich A.P., Tank J.L., Crockett T.V.** (1994) : Retention of coarse organic particles in streams in the southern Appalachian Mountains, *Journal of the North American Benthological Society*, **13**, pp. 140-150.

- Windom H.** (1988) : A guide to the interpretation of metal concentrations in estuarine sediments, Skidaway Institute of Oceanography, publish from internet.
- Wondzell S.M., Bisson P.A.** (2003) : Influence of wood on aquatic biodiversity, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 249-263.
- Yanosky T.M.** (1982) : Hydrologic inferences from ring widths of flood-damaged trees, Potomac River, Maryland, *Environmental Geology*, **4**, pp. 43-52.
- Yanosky T.M.** (1983) : Evidence of floods on the Potomac River from anatomical abnormalities in wood of flood-plain trees, USGS Professional Paper, 1296, 42 p.
- Yanosky T.M., Vroblesky D.A.** (1992) : Relation of nickel concentrations in tree rings to groundwater contamination, *Water Resources Research*, **28**, n°8, pp. 2077-2083.
- Yanosky T.M., Carmichael J.K.** (1993) : Element concentrations in growth rings of trees near an abandoned wood-preserving plant site at Jackson, Tennessee. US Geological Survey Water Resources Investigations Report 93-4223: pp. 1-69.
- Yanosky T.M., Hupp C.R., Hackney C.T.** (1995): Chloride concentrations in growth rings of *Taxodium distichum* in a saltwater-intruded estuary, *Ecological Application*, **5**, pp. 785-792.
- Yanosky T.M., Vroblesky D.A.** (1995) : Element analysis of tree rings in groundwater contamination studies, in *Tree Rings as Indicators of Ecosystem Health*, Lewis, T.E., ed., CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, pp. 177-205.
- Yanosky T.M., Kappel, W.M.** (1997) : Effects on solution mining of salt on wetland hydrology as inferred from tree rings, *Water Resources Research*, **33**, n°3, pp. 457-470.
- Yanosky T.M., Cleaveland, M.K.** (1998) : Tree rings in hydrologic studies, in *Encyclopedia of Hydrology and Water Resources*, Herschy, R.W., and Fairbridge, R.W., eds., Kluwer Academic Publishers, London, pp. 650-655.
- Yanosky T.M., Hansen B.P., Schening M.R.** (2001) : Use of tree rings to investigate the onset of contaminant of a shallow aquifer by chlorinated hydrocarbons, *Journal of Contaminant Hydrology*, **50**, pp. 159-173.
- Zalewski M., Lapinska M., Bayley P.B.** (2003) : Fish relationships with wood in large rivers, *American Fisheries Society Symposium*, **37**, pp. 195-211.
- Zayed J., Andre P., Kennedy G.** (1991) : Variation of aluminium levels in black spruce (*Picea mariana*), *Water, Air and Soil Pollution*, **55**, n°3-4, pp. 337- 344.
- Zika U., Peter A.** (2002) : The introduction of woody debris into a channelized stream : effect on trout populations and habitat, *River Research and Applications*, **18**, pp. 355-366.

**Zimmerman R.C., Goodlett J.C. et Gomer G.H.** (1967) : The influence of vegetation on channel form of small streams, *Proceedings of the Symposium on River Morphology*, International Association of Scientific Hydrology, pp. 255-275.

**Zunde M.** (1999) : Timber export from Old Riga and its impact on dendrochronological dating in Europe, *Dendrochronologia*, **16-17**, pp. 119-130.

# **LISTE DES FIGURES**



<b>Figure 1</b> : Hydrogramme des débits de l'Isère à l'entrée du barrage d'Aigueblanche et à la station de Grenoble Campus, de l'Arly à Ugine et de l'Arc à Saint-Remy-de-Maurienne entre le 1 <sup>er</sup> janvier 2000 et le 31 décembre 2001 (Données fournies par EDF Energie Alpes en 2002).	44
<b>Figure 2</b> : Sites et formes de dépôts des bois morts dans les cours d'eau à tresses et à méandres (Piégay, 2003).	84
<b>Figure 3</b> : Principaux types de drome (modifié d'après EDF-SIRA, 1997).	122
<b>Figure 4</b> : résultats des tests d'agrégation des troncs en fonction de la longueur des segments.	142
<b>Figure 5</b> : Principe de l'évolution de la complexité de la mosaïque fluviale et du nombre d'obstacles en fonction de la mesure du périmètre de la bande active et du nombre d'îlots boisés présents dans la bande active.	160
<b>Figure 6</b> : Longueur minimale et maximale des tronçons homogènes obtenus en fonction du nombre de classes désirée lors de la CAH dans le cas des troncs isolés.	164
<b>Figure 7</b> : résultats de la digitalisation obtenus sur l'Isère.	167
<b>Figure 8</b> : Description de la méthode et présentation des résultats obtenus sur la cartographie de l'espace intra-digue de l'Arc et de l'Arly à l'aide des outils de télédétection.	168
<b>Figure 9</b> : Résultats obtenus lors de la découpe des éléments cartographiés dans l'espace intra-digue de chaque cours d'eau à partir des tronçons homogènes du point de la vue de la concentration d'embâcles en 2004.	170
<b>Figure 10</b> : Description simplifiée du dénombrement des bancs pour chaque tronçon homogène.	171
<b>Figure 11</b> : Description simplifiée de la mesure du périmètre de la bande active pour chaque tronçon homogène.	172
<b>Figure 12</b> : Description simplifiée du dénombrement des îlots boisés présents dans la bande active de chaque tronçon homogène.	173
<b>Figure 13</b> : Profil en long de l'Arly réalisé à partir des données du rapport de la Sogreah de 1994 entre le pont de l'Isle et la confluence avec l'Isère.	176
<b>Figure 14</b> : Profil en long de l'Arc réalisé à partir des données du rapport de la Sogreah de 1994 entre Saint-Jean de Maurienne et la confluence avec l'Isère.	177
<b>Figure 15</b> : Profil en long de l'Isère réalisé à partir des données des rapports de la Sogreah de 1994 et de 1999 entre le pont de Saint-Paul-sur-Isère et Grenoble.	178
<b>Figure 16</b> : Méthode d'interpolation linéaire graphique et numérique. Les points Z1 et Z2 représentent les valeurs d'altitude connues pour les distances respectives (pk) D1 et D2. La valeur Z est interpolée pour une distance D (adapté de Gordon et al., (1992)).	179

<b>Figure 17 :</b> Extrait du plan de déboisement élaboré par la DDE 38 en 2001 entre la commune du Cheylas et la commune de Goncelin (Source, DDE 38).	185
<b>Figure 18 :</b> Relation entre la superficie moyenne des bancs par tronçon homogène et le nombre moyen de troncs par tronçon homogène.	189
<b>Figure 19 :</b> Relation entre la superficie moyenne des bancs par tronçon homogène et le nombre moyen de troncs par tronçon homogène en 2002 et 2004.	190
<b>Figure 20 :</b> Spatialisation des résidus de la relation entre la superficie moyenne des bancs par tronçon homogène et le nombre de troncs par tronçon homogène en 2002 et 2004.	191
<b>Figure 21 :</b> Relation entre la superficie moyenne des bancs par tronçon homogène et le nombre de troncs moyen par tronçon homogène en 2004 sur l'Arly (le nombre d'individu n'est pas suffisant en 2002 pour réaliser les tests).	192
<b>Figure 22 :</b> Relation entre la superficie moyenne des bancs par tronçon homogène et le nombre de troncs moyen par tronçon homogène en 2002 et 2004 sur l'Arc.	193
<b>Figure 23 :</b> Relation entre la superficie moyenne des bancs par tronçon homogène et le nombre de troncs moyen par tronçon homogène en 2002 et 2004 sur l'Isère.	196
<b>Figure 24 :</b> Relation entre le périmètre moyen de la bande active et le nombre moyen d'embâcles par tronçons homogènes.	197
<b>Figure 25 :</b> Spatialisation des résidus de la relation entre le périmètre moyen de la bande active par tronçon homogène et le nombre moyen d'embâcles par tronçon homogène en 2002 et 2004.	198
<b>Figure 26 :</b> Relation entre le périmètre moyen de la bande active et le nombre moyen de d'embâcles par tronçon homogène. Le nombre de chenaux présents dans l'espace intra-digue est indiqué en bleu, leur nombre varie avec le diamètre des cercles.	198
<b>Figure 27 :</b> Relation entre le périmètre moyen de la bande active et le nombre moyen de d'embâcles par tronçon homogène. Le nombre d'îlots boisés présents dans la bande active est indiqué en vert, leurs nombres varient avec le diamètre des cercles.	199
<b>Figure 28 :</b> Distribution de la pente des tronçons homogènes de l'amont vers l'aval et du nombre moyen de troncs par tronçon homogène sur l'Isère en 2002 et 2004.	201
<b>Figure 29 :</b> Distribution de la pente des tronçons homogènes de l'amont vers l'aval et du nombre moyen d'embâcles par tronçon homogène sur l'Isère en 2002 et 2004.	201
<b>Figure 30 :</b> Relation entre la superficie moyenne des bancs par tronçon homogène et le nombre moyen de troncs par tronçon homogène selon le caractère entretenu ou non du tronçon homogène.	202
<b>Figure 31 :</b> Relation entre le périmètre moyen de la bande active par tronçon homogène et le nombre moyen d'embâcle par tronçon homogène selon le caractère entretenu ou non du tronçon homogène.	203
<b>Figure 32 :</b> Distribution du nombre moyen d'embâcles mesurés selon le caractère entretenu ou non du tronçon homogène.	203

<b>Figure 33 :</b> Fréquences cumulées du nombre de bancs recensés par segment unitaire de 250 m sur l'Isère entre Saint-Paul-sur-Isère et Grenoble.	205
<b>Figure 34 :</b> Fréquences cumulées du nombre de troncs et d'embâcles recensés par segment unitaire de 250 m sur l'Isère entre Saint-Paul sur Isère et Grenoble en 2002 et 2004. Entre le pk 0 et le pk 45 (environ) on observe une forte complexité de la mosaïque (bancs mobiles et îles végétalisées) qui devient plus faible ensuite (peu de bancs et îles perchées).	210
<b>Figure 35 :</b> Variables décrivant les individus dont la longueur et le diamètre sont respectivement supérieurs à 2,5 mètres et 12,5 centimètres de diamètre ((Q) : variables quantitatives ; (q) variables qualitatives).	219
<b>Figure 36 :</b> Distribution des longueurs et des diamètres des troncs isolés analysés en 2002 et en 2004.	223
<b>Figure 37 :</b> Distribution des longueurs et des diamètres des troncs isolés prélevés dans les embâcles en 2002 et en 2004.	224
<b>Figure 38 :</b> Distribution de la longueur et du diamètre des bois morts extraits de la retenue du barrage de Saint-Égrève entre 2001 et 2004.	225
<b>Figure 39 :</b> Distribution de la longueur et du diamètre des bois mesurés au barrage de Saint-Égrève), dans les embâcles et sur les bancs (tronc isolé).	227
<b>Figure 40 :</b> Répartition des observations selon l'état des extrémités basales et sommitales des troncs isolés analysés en 2002 et 2004 (* Sr : Système racinaire).	228
<b>Figure 41 :</b> Répartition des observations selon l'état des extrémités basales et sommitales des troncs isolés prélevés dans les embâcles en 2002 et 2004.	230
<b>Figure 42 :</b> Etat des extrémités basales des troncs extraits du barrage de Saint-Égrève entre 2002 et 2004.	231
<b>Figure 43 :</b> Etat des extrémités sommitales des troncs extraits du barrage de Saint-Égrève entre 2002 et 2004.	231
<b>Figure 44 :</b> Distribution des taxons des troncs isolés mesurés sur les bancs en 2002 et 2004.	232
<b>Figure 45 :</b> Distribution des taxons des troncs structurants les embâcles en 2002 et 2004.	233
<b>Figure 46 :</b> Distribution des taxons des troncs extraits de la retenue du barrage de Saint-Égrève entre 2002 et 2004.	234
<b>Figure 47 :</b> Résultats de l'analyse des correspondances multiples interclasse des caractéristiques biomorphologiques des troncs selon le site de prélèvement.	237
<b>Figure 48 :</b> Résultats de l'analyse des correspondances multiples interclasse par cours d'eau.	242
<b>Figure 49 :</b> Résultats de l'analyse des correspondances multiples interclasse par année, (a) score des modalités sur l'axe F1, (b) histogramme du test discriminant de Hotelling.	243

<b>Figure 50 :</b> Résultats l'analyse des correspondances multiples interclasse par cours d'eau et par année obtenus sur les troncs déposés sur les bancs.	245
<b>Figure 51 :</b> Fréquence comparée entre les taxons des bois morts stockés dans le chenal en 2002 et 2004 et les taxons de la ripisylve à l'échelle du secteur d'étude.	256
<b>Figure 52 :</b> Fréquence comparée par tronçons entre les taxons des bois morts stockés dans le chenal en 2002 et 2004 et les taxons de la ripisylve.	257
<b>Figure 53 :</b> Résultats de l'analyse de la relation entre les fréquences des taxons des bois mort et des taxons de la ripisylve en fonction de la distance.	260
<b>Figure 54 :</b> Représentation graphique de la relation diamètre – âge des 62 individus échantillonnés.	272
<b>Figure 55 :</b> Dynamique moyenne de la croissance pour les quatre secteurs.	273
<b>Figure 56 :</b> Résultats de l'analyse en composantes principales interclasse par stations (a), par secteurs (b).	275
<b>Figure 57 :</b> Répartition des valeurs des indices de croissances sur la période 1995-2001.	276
<b>Figure 58 :</b> Variabilité spatiale de la concentration en métaux lourds mesurés sur les bryophytes par l'AERMC (axe F1 et F2 de l'ACP interclasse).	297
<b>Figure 59 :</b> Distribution de la concentration des métaux lourds sur le support bryophyte.	298
<b>Figure 60 :</b> Variabilité spatiale de la concentration en métaux lourds mesurés sur les sédiments par l'AERMC (axe F1 et F2 de l'ACP interclasse).	300
<b>Figure 61 :</b> Distribution de la concentration des métaux lourds sur le support sédiment.	301
<b>Figure 62 :</b> Variabilité spatiale de la concentration en métaux sur l'aubier des aulnes prélevés dans la ripisylve (axe F1 et F2 de l'ACP interclasse).	304
<b>Figure 63 :</b> Distribution de la concentration des métaux lourds sur l'aubier des aulnes prélevés dans la ripisylve.	305
<b>Figure 64 :</b> Variabilité spatiale de la concentration en métaux lourds sur le duramen des aulnes prélevés dans la ripisylve (axe F1 et F2 de l'ACP interclasse).	307
<b>Figure 65 :</b> Distribution de la concentration des métaux lourds sur le duramen des aulnes prélevés dans la ripisylve.	308
<b>Figure 66 :</b> Augmentation de la hauteur d'eau et mouvement des troncs.	324
<b>Figure 67 :</b> Classe altitudinale et temps de départ (classe 1 entre 0 et 0,2 m ; classe 2 entre 0,2 m et 0,4 m ; classe 3 entre 0,4 et 0,6 m).	325
<b>Figure 68 :</b> Position du tronc dans le chenal et temps de départ.	325
<b>Figure 69 :</b> Absence / présence de racines et temps de départ.	325

<b>Figure 70 :</b> Fréquence cumulée des troncs récupérés à l'aval du secteur expérimental en 2003 et comparaison avec le nombre moyen de troncs par tronçon homogène pour les années 2002 et 2004.	326
<b>Figure 71 :</b> Fréquence des troncs selon les quatre types de substrat.	327
<b>Figure 72 :</b> Distribution en fréquence des temps (axe des abscisses en minutes) de passage des troncs au niveau des trois sites d'observation.	329
<b>Figure 73 :</b> Répartition des longueurs et des diamètres des individus.	339
<b>Figure 74 :</b> Caractéristiques des extrémités basales et sommitales des troncs « arrivés », « partis » et « stables ».	340
<b>Figure 75 :</b> Distribution des taxons des troncs « arrivés », « partis » et « stables » mesurés en 2003.	342
<b>Figure 76 :</b> Variabilité temporelle des caractéristiques bio-morphologiques des troncs déposés sur les bancs des cours d'eau du bassin versant de l'Isère à l'amont de Grenoble en 2002, 2003 et 2004 (axe F1 et F2 de l'ACM interclasse).	343
<b>Figure 77 :</b> Volumes extraits et débits journaliers au barrage de Saint-Égrève entre janvier 94 et décembre 2001.	352
<b>Figure 78 :</b> Volumes extraits et débits journaliers à la station de Bramans et de Saint Rémy de Maurienne entre janvier 1996 et septembre 2001.	353
<b>Figure 79 :</b> Volumes extraits au barrage de Saint-Égrève et saison (a), mois (b), années (c). Distribution des résidus de la relation volume de bois en fonction du mois de l'extraction entre 1994 et 2001 (d). Mise en évidence du changement de protocole dans l'estimation des volumes extraits après 1996.	356
<b>Figure 80 :</b> Volumes de déchets extraits au barrage de Saint-Egrève en fonction de la saison (a) et des années (b).	358
<b>Figure 81 :</b> Volumes de bois extraits au barrage de Saint-Egrève selon la saison (a) et les années (b).	359
<b>Figure 82 :</b> Volumes de corps flottants extraits au barrage de Saint-Martin-La-Porte selon la saison (a) et les années (b).	360
<b>Figure 83 :</b> Fréquence des extractions en fonction de la saison sur le Haut-Rhône à Génissiat (1989-1999), l'Isère à Saint-Égrève (1994-2001) et l'Arc à Saint-Martin-La-Porte (1996-2001) et tableau récapitulatif.	361
<b>Figure 84 :</b> Débits mensuels des cours d'eau et volume mensuel moyen de corps flottants extraits à Saint-Égrève (1994-2001) et à Saint-Martin-La-Porte (1996-2001).	363
<b>Figure 85 :</b> Relation entre les volumes totaux (a), les volumes de bois (b), les volumes de déchets (c) extraits et les débits maximums atteints au barrage de Saint-Égrève pour chacune des périodes d'observations.	365
<b>Figure 86 :</b> Débit de l'Arc à Saint-Rémy et volumes extraits.	366

<b>Figure 87 :</b> Relation entre les volumes extraits et les débits maximums au barrage de Saint-Martin-La-Porte (a) et variations saisonnières des résidus de la relation $V=f(\text{débit Arc})$ (b).	367
<b>Figure 88 :</b> Volume de bois extrait entre 1994 et 2001 au barrage de Saint-Égrève et connexion (Dn = non, Do = oui) du secteur de la Haute Isère.	368
<b>Figure 89 :</b> Résultats cartographiques par année.	371
<b>Figure 90 :</b> Volume de bois extraits à Saint-Egrève et nombre de stations dont le débit de récurrence $Q_1$ est dépassé.	379
<b>Figure 91 :</b> Situations hydrologiques et volumes de corps flottants extraits sur l'Isère au barrage de Saint-Égrève entre 1994 et 2001.	380
<b>Figure 92 :</b> Origine géographique des volumes de bois extraits au barrage de Saint-Egrève.	381



# **LISTE DES TABLEAUX**



<b>Tableau 1 :</b> Exemples de termes utilisés dans la littérature scientifique (d'après Gregory, 2003).	25
<b>Tableau 2 :</b> Caractéristiques de taille des cours d'eau et des bois morts étudiés (- : non renseigné).	26
<b>Tableau 3 :</b> Caractères hydrologiques généraux des cours d'eau étudiés au droit des stations hydrométrique sélectionnées (Sources DIREN Rhône Alpes).	31
<b>Tableau 4 :</b> Variabilité des stocks de bois mort selon les cours d'eau et les aires géographiques (- : non renseigné)	63
<b>Tableau 5 :</b> Production de débris ligneux par érosion de berges sur deux cours d'eau français, la Drôme et l'Ain.	68
<b>Tableau 6 :</b> Probabilités <i>P</i> du test de Scheffe conduit sur les diamètres et les longueurs des troncs isolés mesurés sur les bancs en 2002 et 2004.	223
<b>Tableau 7 :</b> Probabilités <i>P</i> du test de Scheffe conduit sur les diamètres et les longueurs des individus mesurés dans les embâcles en 2002 et 2004.	224
<b>Tableau 8 :</b> Probabilités <i>P</i> du test de Scheffe conduit sur les diamètres et les longueurs des individus extrait de la retenue du barrage de Saint-Égrève en 2002, 2003 et 2004.	226
<b>Tableau 9 :</b> Résultats du test de Scheffe conduit sur les diamètres et les longueurs des individus mesurés sur les bancs (troncs isolés), dans les embâcles et au barrage de Saint-Égrève.	226
<b>Tableau 10 :</b> Contribution a posteriori de l'extrémité basale des troncs selon leur orientation dans le chenal (Sr : Système racinaire).	229
<b>Tableau 11 :</b> Contribution à posteriori des cours d'eau du secteur d'étude.	235
<b>Tableau 12 :</b> Age moyen des arbres échantillonnés.	272
<b>Tableau 13 :</b> Répartition des stations de mesures pour le support bryophyte selon les six secteurs.	291
<b>Tableau 14 :</b> Répartition des stations de mesures pour le support sédiment selon les six secteurs.	292
<b>Tableau 15 :</b> Synthèse des métaux étudiés sur les bryophytes, les sédiments et sur les individus prélevés dans la ripisylve.	296
<b>Tableau 16 :</b> Répartition des métaux lourds selon les secteurs (X éléments caractéristiques pour le support bryophyte, O éléments caractéristiques pour le support sédiment, X O éléments non caractéristiques).	303
<b>Tableau 17 :</b> Taux de renouvellement des troncs à l'échelle stationnelle.	338
<b>Tableau 18 :</b> Présentation des principales caractéristiques des fenêtres d'observation.	351

<b>Tableau 19 :</b> <i>Présentation des données disponibles sur l’Arc et l’Isère.</i>	352
<b>Tableau 20 :</b> <i>Caractéristiques des stations hydrométriques retenues.</i>	354
<b>Tableau 21:</b> <i>Valeurs des volumes extraits selon l'origine géographique des événements hydrologiques.</i>	381
<b>Tableau 22 :</b> <i>Valeurs des volumes extraits selon l'origine géographique du débit maximal enregistré.</i>	382



# **LISTE DES PHOTOGRAPHIES**

<b>Photographie 1</b> : Exemples de troncs mesurés sur les bancs, à droite sur l'Isère en 2002, à gauche sur l'Arly à l'amont de la confluence avec le Doron de Beaufort en 2004 (B. Moulin).	27
<b>Photographie 2</b> : Embâcle sur banc (Isère 2004, B. Moulin).	28
<b>Photographie 3</b> : Embâcle sur végétation pionnière (diamètre moyen des individus inférieur à 10 cm) (Isère 2003, B. Moulin).	28
<b>Photographie 4</b> : Embâcle sur le vieux pont de Montmélian (Isère, 2002, B. Moulin).	28
<b>Photographie 5</b> : Arbres isolés ancrés en berge sur l'Isère en 2002 (B. Moulin).	29
<b>Photographie 6</b> : L'Arly dans Ugine au pont des Aciéries le 14 janvier 2004 (a, DDAF 73), au en février 2004 (b, B. Moulin).	46
<b>Photographie 7</b> : L'Isère au pont de Gresy (a, Moulin) en mai 2001, (b, DDAF 73) le 13 janvier 2004, (c, B. Moulin) en mai 2004.	47
<b>Photographie 8</b> : La Curtine (août 2004, M. Boyer).	79
<b>Photographie 9</b> : Embâcle sur le Gier (2003, B. Moulin).	81
<b>Photographie 10</b> : Bois flotté sur le Guil (2002, M. Boyer).	82
<b>Photographie 11</b> : Dépôts sur bancs de galets (Drôme, UMR 5600).	84
<b>Photographie 12</b> : Embâcle sur la face amont d'une île (Isère, B. Moulin).	84
<b>Photographie 13</b> : Embâcle sur le Duy (2004, M. Boyer).	92
<b>Photographie 14</b> : Piège à bois mort sur le Chämptnerbach (Suisse, G.R. Bezzola).	118
<b>Photographie 15</b> : Tests en modèle réduit du piège à flottants installé sur la Gürbe (Suisse, G.R. Bezzola).	119
<b>Photographie 16</b> : Piège à flottants de la commune de Bourgoin-Jallieu (France, M. Boyer).	120
<b>Photographie 17</b> : Principe de piégeage à l'aide des dromes (EDF).	121
<b>Photographie 18</b> : Dégrilleur du barrage de Saint-Egrève (Isère, France, B. Moulin).	124
<b>Photographie 19</b> : Exemple d'entretien sur l'Isère entre Albertville et Pont-Royal, (a) réalisé en 2002, (b) en 2004, (c) en 1999 (photographie en 2003, B. Moulin).	181
<b>Photographie 20</b> : exemple d'entretien réalisé par l'association des digues de l'Isère en 2004 sur l'Isère aval (2004, B. Moulin).	185
<b>Photographie 21</b> : l'Arly entre le pont de Thenesol et le pont de Venthon, tronçon où les plus fortes concentrations ont été relevées en 2004 et dans une moindre mesure en 2002. (2004, B. Moulin).	192

<b>Photographie 22</b> : l'Arly entre le pont de l'Isle et le pont du CD 103. (2004, B. Moulin).	192
<b>Photographie 23</b> : L'anse d'érosion de L'Arc à l'aval de Randens après la crue de Septembre 1993 ((a); photo A. Marnezy, vue depuis l'amont en rive droite, superficie estimée en 1995 de 4,5 ha), en 2004 ((b); B. Moulin, vue de l'aval en rive gauche).	194
<b>Photographie 24</b> : Zone de dépôts importants à l'amont du barrage de la Christine, sur le secteur engravé (2002, B. Moulin).	195
<b>Photographie 25</b> : L'Isère à l'aval du pont Albertin à Albertville, 700 mètres environ après la confluence Isère-Arc. Illustration de l'effet de peigne de la végétation décrit par Boyer (1998) (2004, B. Moulin).	200
<b>Photographie 26</b> : Plage de dépôts des bois extraits de la retenue du barrage de Saint-Egrève (2004, B. Moulin).	221
<b>Photographie 27</b> : Matériel d'extraction utilisé au barrage de Saint-Égrève (a, B. Moulin), au premier plan on aperçoit la grue, en arrière plan le dégrilleur ; extraction « extrême » d'un monstre à l'aide de la grue (b, EDF). Il s'agit d'un peuplier.	238
<b>Photographie 28</b> : Illustration des différentes étapes de mises en place de l'expérience réalisée sur l'Isère en juin 2003 (B. Moulin).	319
<b>Photographie 29</b> : Détail de la station 1, tête de banc. Classe altitudinale de 0 à 0,2 mètres. Observez l'échelle à maximum à gauche de la photographie (B. Moulin).	322
<b>Photographie 30</b> : Détail de la station 1, queue de banc. Relevés GPS et croisillons en bois (2003, A. Moulin).	322
<b>Photographie 31</b> : Dépôt en queue de banc médian à l'aval de la pile du pont SNCF de Pont-Royal (B. Moulin).	328
<b>Photographie 32</b> : Dépôt sur le front d'un embâcle à l'amont du pont de la RN 91 (B. Moulin).	328
<b>Photographie 33</b> : En haut, exemple de codage sur le tronc numéro 143. A gauche, présentation des différents types de clous utilisés pour le codage en 2002 et lors de l'expérience réalisée en juin 2003 (B. Moulin).	337
<b>Photographie 34</b> : Exemples d'aménagements destinés à la rétention des débris ligneux qui ont été mis en place sur des cours d'eau suisses du canton de Zurich (source G.R. Bezzola).	399



# **LISTE DES CARTES**



<b>Carte 1 :</b> Localisation des principaux aménagements anthropiques présents le long du linéaire des cours d'eau du bassin versant de l'Isère (source DIREN et AERMC).	32
<b>Carte 2 :</b> Carte de répartition des troncs sur le linéaire d'étude en 2002 et 2004.	143
<b>Carte 3 :</b> Fréquence et localisation des embâcles selon le type d'ancrage sur le linéaire d'étude en 2002 et 2004.	146
<b>Carte 4 :</b> Carte de répartition des embâcles sur le linéaire d'étude en 2002 et 2004.	147
<b>Carte 5 :</b> Localisation des ponts sur lesquels des embâcles ont été observés en 2002 et 2004 (d'après Moulin et Piégay, 2004).	149
<b>Carte 6 :</b> Bilan des entrées et des sorties de bois mort (troncs (a) et embâcles (b)) entre 2002 et 2004 sur les linéaires d'étude.	151
<b>Carte 7 :</b> Localisation des tronçons homogènes obtenus à l'aide du test de segmentation et concentration moyenne des troncs pour chaque tronçon homogène en 2002 et 2004.	165
<b>Carte 8 :</b> Localisation des tronçons homogènes obtenus à l'aide du test de segmentation et concentration moyenne des embâcles pour chaque tronçon homogène en 2002 et 2004.	166
<b>Carte 9 :</b> Localisation des secteurs retenus pour la description détaillée des troncs isolés et des embâcles en 2002 et 2004.	222
<b>Carte 10 :</b> Localisation des stations de mesures « ripisylve », des stations de mesure du bois mort et des tronçons « ripicoles ».	254
<b>Carte 11 :</b> Localisation des stations de mesures utilisées pour l'approche dendrochronologique.	269
<b>Carte 12 :</b> Localisation des stations de mesures utilisées pour l'identification de la variabilité spatiale des concentrations de métaux lourds dans le secteur d'étude sur les bryophytes, les sédiments et la ripisylve.	293
<b>Carte 13 :</b> Localisation des secteurs de l'expérience réalisée en juin 2003 sur l'Isère.	320
<b>Carte 14 :</b> Carte de localisation des principaux sites visités dans le bassin versant de l'Isère afin d'identifier les barrages sur lesquels l'étude de la variabilité temporelle des corps flottants peut être mis en place.	350
<b>Carte 15 :</b> Localisation des stations hydrométriques utilisées pour caractériser l'hydrologie de l'Isère et de ses affluents à l'amont de Grenoble.	355
<b>Carte 16 :</b> Répartition des déchets non organiques dans le bassin versant de l'Isère en 2002 (d'après Moulin et Piégay, 2004).	384
<b>Carte 17 :</b> Localisation des secteurs intra-digues où un entretien prioritaire pourrait être mis en place. Les pk des tronçons sont accessibles dans le Système d'Information Géographique (d'après Moulin et Piégay, 2004).	397